

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

**OCORRÊNCIA DE *Microcystis* (*Cyanoprocarionte*,
Cyanophyceae) NO PERÍODO DE CHUVAS, NO
RESERVATÓRIO DE SALTO GRANDE (AMERICANA
- S.P.) E VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS.**

MYRIAN NOLANDI COSTA

CAMPINAS

1998

C823o
35742/BC

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

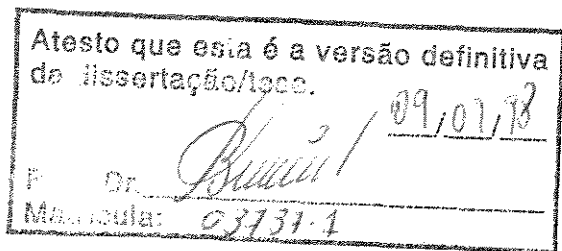
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

**OCORRÊNCIA DE *Microcystis* (Cyanoprocarionte,
Cyanophyceae) NO PERÍODO DE CHUVAS, NO
RESERVATÓRIO DE SALTO GRANDE (AMERICANA
- S.P.) E VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS**

MYRIAN NOLANDI COSTA

ORIENTADOR: PROF. Dr. BRUNO CORAUCCI FILHO

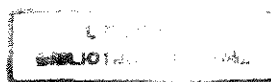
CO-ORIENTADOR: PROF. Dr. PEDRO AMÉRICO CABRAL SENNA



Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP, para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, Área de Concentração Saneamento.

Campinas, SP

1998



UNIDADE	BC
N.º CHAMADA:	
V.	Ex.
TOMAR	BC/ 35742
PREC.	395,98
C	D <input checked="" type="checkbox"/>
PREC.	R\$ 11,00
DATA	05/11/98
N.º CPD	

CM-00118330-1

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

C823o Costa, Myrian Nolandi
Ocorrência de Microcystis (Cyanoprocarionte, Cyanophyceae) no período de chuvas, no Reservatório de Salto Grande (Americana-S.P.) e variáveis físicas e químicas.
/ Myrian Nolandi Costa.--Campinas, SP: [s.n.], 1998.

Orientadores: Bruno Coraucci Filho, Pedro Américo Cabral Senna.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil.

1. Reservatórios. 2. Alga. 3. Poluição. 4. Saneamento.
I. Coraucci Filho, Bruno. II. Senna, Pedro Américo Cabral.
III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil. IV. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

**OCORRÊNCIA DE *Microcystis* (Cyanoprocarionte,
Cyanophyceae) NO PERÍODO DE CHUVAS, NO
RESERVATÓRIO DE SALTO GRANDE (AMERICANA - S.P.)
E VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS**

MYRIAN NOLANDI COSTA

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



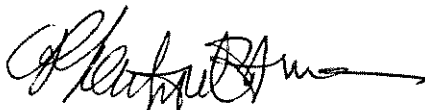
Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho

Presidente e Orientador - UNICAMP



Prof. Dr. José Roberto Guimarães

UNICAMP



Dr.ª. Célia Leite Sant'Anna

Instituto de Botânica de São Paulo

Campinas, 30 de junho de 1.998.

Dedicatória

*Aos meus pais, em especial à minha mãe e melhor
amiga, por sempre me apoiar com muito amor.*

Aos meus irmãos Elizabeth e Hamilton, pelo carinho.

À minha querida sobrinha Heloísa, por me trazer muita alegria.

*Ao meu muito especial amigo Clemir Antonio Belém,
pelo crédito e apoio dado a este trabalho.*

Agradecimentos

Uma das coisas às vezes muito difícil de se fazer em uma dissertação são os *agradecimentos* não só por tantas pessoas envolvidas, em graus muito diversos, na preparação da dissertação como também pela injustiça de se omitir alguma pessoa.

Porém, para algumas pessoas em particular, vão aqui os meus sinceros agradecimentos pela ajuda prestada em tantas ocasiões.

À Companhia Paulista de Força e Luz, na pessoa do muito amigo Sr. Clemir Antonio Belém, do Departamento de Planejamento do Sistema Elétrico e Gestão, Área de Meio Ambiente e Recursos Naturais, por ter participado diretamente em todas as fases desta dissertação, desde a minha acolhida inicial no Reservatório, até a ajuda pessoal em tantos aspectos práticos e burocráticos que, sem ele, com certeza esta dissertação não teria se materializado. Ao Belém vai a minha profunda gratidão.

Ao Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho, do Departamento de Saneamento e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, por ter me aceito para orientar e por ter me apoiado na consecução desta dissertação.

Ao Prof. Dr. Pedro Américo Cabral Senna, do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos, pela orientação, pela amizade, pela compreensão, pela dedicação dispensada, pelas valiosas sugestões e comentários apresentados na elaboração desta dissertação.

Aos funcionários da U.H.E. de Salto Grande, Srs. Luíz Antonio Mariano, Roberto Carlos de Mello e Ademir José de Paula, pelo auxílio constante e sempre eficiente nas coletas realizadas no reservatório.

Ao Prof. Dr. José Roberto Guimarães, do Departamento Saneamento e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, pelo apoio, amizade e

auxílio prestado na escolha e definição da metodologia e das técnicas empregadas para obtenção dos valores das variáveis físicas e químicas.

À Dra. Célia L. Sant'Anna, da Seção de Ficologia do Instituto de Botânica de São Paulo, pelas valiosas sugestões em diferentes partes desta dissertação, principalmente com relação à contagem das *Microcystis* e pelas oportunas observações feitas durante o exame de qualificação.

À Profa. Dra. Rozely Ferreira dos Santos, Departamento de Saneamento e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, pela participação extremamente valiosa no meu exame de qualificação, oportunidade em que ela fez muitas observações e sugestões pertinentes, que aqui foram incorporadas.

À Eng. Agrônoma Maria Tereza Falsetti Ludovice Sarti, Mestre em Saneamento, pela amizade, companheirismo e por toda a ajuda prestada nos trabalhos laboratoriais.

A todo pessoal técnico do Laboratório de Saneamento do Departamento de Saneamento e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, de modo muito especial à Carolina Rittes Turato Farah, pela amizade, pela ajuda sempre pronta, oportuna e desinteressada em muitos momentos deste trabalho.

À Sra. Paula Mendes, secretária do Curso de Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, pela atenção dispensada e auxílio em muitas ocasiões.

Ao Sr. Alexandre Kume, do CEMEQ (Universidade Estadual de Campinas), pela oportuníssima ajuda na preparação final da impressão do manuscrito.

À Profa. Dra. Maria do Carmo Calijuri, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, pelo auxílio na escolha dos parâmetros analisados.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xiv
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	xv
RESUMO	xvi
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. EUTROFIZAÇÃO	5
3.2. ALGAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO	6
3.2.1. ODOR E SABOR	8
3.2.2. TURBIDEZ E COR	9
3.2.3. PROBLEMAS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO	10
3.3. ALGAS COMO ORGANISMOS INDICADORES DE POLUIÇÃO	11
3.3.1. INTRODUÇÃO	11
3.3.2. ÍNDICES DE ORGANISMOS INDICADORES DE ESTADO TRÓFICO... ..	14
3.4. CIANOFÍCEAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO	16
3.4.1. INTRODUÇÃO	16
3.4.2. O GÊNERO <i>Microcystis</i>	18
3.4.2.1. INTRODUÇÃO	18
3.4.2.2. PAPEL SANITÁRIO E TOXICIDADE	20
3.4.2.3. FLORAÇÕES	24
3.5. RESERVATÓRIOS: UTILIZAÇÃO E MANEJO	25
4. METODOLOGIA	27
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA	27
4.2. ESTAÇÕES DE COLETA E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM	28

4.3. VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS	29
4.4. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS	29
4.4.1. VARIÁVEIS FÍSICAS	29
4.4.1.1. Temperatura da Água	29
4.4.1.2. Transparência da Água	30
4.4.2. VARIÁVEIS QUÍMICAS	31
4.4.2.1. Condutividade Elétrica	31
4.4.2.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)	31
4.4.2.3. Oxigênio Dissolvido	32
4.4.2.4. Amônio	33
4.4.2.5. Nitrito	33
4.4.2.6. Nitrato	34
4.4.2.7. Ortofosfato Dissolvido e Fosfato Total Dissolvido	34
4.4.2.8. Fósforo Total	36
4.4.2.9. Material em Suspensão	36
4.5. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS	37
4.5.1. Clorofila <i>a</i>	37
4.5.2. Estudo Qualitativo e Frequência de Ocorrência das Populações de <i>Microcystis</i>	38
5. RESULTADOS	39
5.1. VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS	39
5.1.1. Precipitação	39
5.1.2. Temperatura do Ar	39
5.1.3. Direção do Vento	40
5.2. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS	40
5.2.1. VARIÁVEIS FÍSICAS	40
5.2.1.1. Temperatura da Água	40
5.2.1.2. Transparência da Água	41
5.2.2. VARIÁVEIS QUÍMICAS	41
5.2.2.1. Condutividade Elétrica	41
5.2.2.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)	42
5.2.2.3. Oxigênio Dissolvido	42
5.2.2.4. Amônio	42

5.2.2.5. Nitrito	42
5.2.2.6. Nitrato	43
5.2.2.7. Ortofosfato Dissolvido	43
5.2.2.8. Fosfato Total Dissolvido	43
5.2.2.9. Fósforo Total	43
5.2.2.10. Material em Suspensão	44
5.3. Variáveis Biológicas	44
5.3.1. Clorofila- <i>a</i>	44
5.3.2. Populações de <i>Microcystis</i> presentes no Reservatório de Salto Grande	44
5.3.3. Frequência de ocorrência das diferentes populações de <i>Microcystis</i>	46
6. DISCUSSÃO	47
6.1. VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS	47
6.2. VARIÁVEIS FÍSICAS	47
6.3. VARIÁVEIS QUÍMICAS	48
6.4. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS	53
7. CONCLUSÕES.....	59
ANEXOS	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
ABSTRACT	98

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01: LOCALIZAÇÃO DA REGIÃO DE AMERICANA NO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL.

FIGURA 02: MAPA DO RESERVATÓRIO DE SALTO GRANDE MOSTRANDO OS PONTOS DE COLETA.

FIGURA 03: VISTA GERAL DO RESERVATÓRIO, MOSTRANDO A COBERTURA COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS.

FIGURA 04: VISTA DA BARRAGEM, COM COBERTURA DE MACRÓFITAS.

FIGURA 05: MOVIMENTO DE PASSAGEM DO BARCO, MOSTRANDO O “CALDO” ESPESSO DE CIANOFÍCEAS.

FIGURA 06: SITUAÇÃO DE ÁGUAS CALMAS, MOSTRANDO O “BLOOM” DE CIANOFÍCEAS.

FIGURA 07: VARIAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO NO PERÍODO ESTUDADO.

FIGURA 08: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA MÁXIMA E MÍNIMA DO AR NO PERÍODO ESTUDADO.

FIGURA 09: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 08/10/96.

FIGURA 10: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 29/10/96.

FIGURA 11: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 12/11/96.

FIGURA 12: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 25/11/96.

FIGURA 13: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 10/12/96.

FIGURA 14: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 09/01/97.

FIGURA 15: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 21/01/97.

FIGURA 16: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 04/02/97.

FIGURA 17: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 18/02/97.

FIGURA 18: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 04/03/97.

FIGURA 19: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 18/03/97.

FIGURA 20: VARIAÇÃO DA TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO.

FIGURA 21: VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 22: VARIAÇÃO DO pH NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 23: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 24: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIO NOS PONTOS P (1) E P(2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 25: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NITRITO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 26: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NITRATO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 27: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO KJELDAHL NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 28: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DISSOLVIDO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 29: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE FOSFATO TOTAL DISSOLVIDO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 30: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 31: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL EM SUSPENSÃO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

FIGURA 32: FREQUÊNCIA DAS AMOSTRAGENS DAS POPULAÇÕES DE *Microcystis* NO PONTO P (1), PRAI AZUL.

FIGURA 33: FREQUÊNCIA DAS AMOSTRAGENS DAS POPULAÇÕES DE *Microcystis* NO PONTO P (2), PRAIA DOS NAMORADOS.

FIGURA 34, a-d: *Microcystis aeruginosa*; a: colônia com bainha mucilaginosa ampla e espessa; b: detalhe das células com aerótopos; c: vista geral de colônias fragmentadas; d: vista geral de formas coloniais grandes.

FIGURA 35, a-d: *Microcystis* cf. *lamelliformis*; a: colônia jovem; b: detalhe de colônia, mostrando bainha mucilaginosa estreita; seta indica parte de uma colônia de *M. aeruginosa*; c: fragmentação de colônia; seta indica colônia-filha recém destacada; d: seta indica colônia de *M. lamelliformis* em meio a colônias de *M. aeruginosa*.

FIGURA 36, a-d: *Microcystis* sp.: a: seta indica colônia com células dispostas em fileiras; acima, colônia de *M. aeruginosa*; b: seta indica células dispostas em fileiras, mucilagem colonial aincosnpícu; c: detalhe da disposição das células em uma colônia; d: *Microcystis* sp. (1), *M. cf. lamelliformis* (2) e *M. aeruginosa* (3).

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Características Morfométricas do Reservatório.

TABELA 2 - Valores das variáveis climatológicas no Reservatório de Salto Grande.

TABELA 3 - Valores das variáveis pH, Condutividade Elétrica, Oxigênio Dissolvido, Amônio, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Kjeldahl, a 0m, nos pontos P (1), Praia Azul e P (2), Praia dos Namorados.

TABELA 4 - Valores das variáveis Fósforo Total Dissolvido, Ortofósforo Dissolvido, Fósforo Total, Material em Suspensão e Transparência da Água, a 0m, nos pontos P (1), Praia Azul e P (2), Praia dos Namorados.

TABELA 5 - Quantificação das populações de *Microcystis* no ponto P (1), Praia Azul.

TABELA 6 - Quantificação das populações de *Microcystis* no ponto P (2), Praia dos Namorados.

TABELA 7 - Frequência das amostragens das populações de *Microcystis* no ponto P (1), Praia Azul.

TABELA 8 - Frequência das amostragens das populações de *Microcystis* no ponto P (2), Praia dos Namorados.

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ap.: *apud*

cf.: confer

CPFL - Companhia Paulista de Força e Luz

com. pess.- comentário pessoal

CO₂ - Dióxido de Carbono

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

et al.: *et alii*

°C - graus Centígrados

km - quilômetro

km² - quilômetro quadrado

m - metro

m² - metro quadrado

m³ - metro cúbico

mm - milímetro

MW - megawatt

mg/l - miligrama por litro

µg/l - micrograma por litro

µS/cm - micro Siemens por centímetro

N - Nitrogênio

P - Fósforo

pH - Potencial Hidrogeniônico

RESUMO

Costa, Myrian Nolandi . Ocorrência de *Microcystis* (Cyanoprocarionte, Cyanophyceae) no Período de Chuvas, no Reservatório de Salto Grande (Americana - SP) e Variáveis Físicas e Químicas. Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 1998. 98p. Dissertação (Mestrado).

A presença de *Microcystis aeruginosa* tem se tornado de grande interesse ecológico/sanitário devido ao fato desta espécie ser capaz de formar florações e apresentar linhagens tóxicas. A formação de florações é, geralmente, considerada como sinal de eutrofia do corpo d'água o que pôde ser constatado no Reservatório de Salto Grande, devido ao fato dele receber intensa contribuição do lançamento de esgotos dos municípios vizinhos.

O estudo realizado neste reservatório teve como objetivo: a caracterização limnológica de dois pontos, no período chuvoso e a análise da frequência de ocorrência das várias populações de *Microcystis*.

Para isso, foram realizadas amostragens quinzenais em dois pontos do reservatório, na superfície, no período de outubro de 1.996 a março de 1.997. As variáveis climatológicas obtidas foram: precipitação, temperatura do ar e direção do vento. As variáveis físicas e químicas analisadas foram: temperatura da água, transparência, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, material em suspensão e nutrientes. As variáveis biológicas estudadas foram: clorofila-*a* e a frequência de ocorrência das populações de *Microcystis*.

De acordo com os resultados obtidos, no período estudado, verificou-se a predominância da formação de "blooms" de *Microcystis* nas proximidades das praias Azul e dos Namorados que deve estar relacionado com a direção do vento ocorrida no período estudado. Confirmou-se que a diminuição da transparência e o aumento da concentração de material em suspensão está relacionado à estação chuvosa e sua inversão, ao período de estiagem.

O Reservatório encontrou-se estratificado na maior parte do período em estudo, o que influenciou significativamente nas variações de oxigênio dissolvido, ocorrendo a predominância de altas temperaturas na superfície.

As concentrações de nutrientes foram menores no período chuvoso, provavelmente devido à diluição da carga orgânica. As concentrações de amônio e nitrato, se comparadas com as de nitrito, foram mais elevadas principalmente, devido ao lançamento de esgotos no Reservatório de Salto Grande e a decomposição de matéria orgânica nas camadas mais profundas. As baixas concentrações de nitrito confirmaram que tais lançamentos vêm ocorrendo há algum tempo. O ponto (1), por estar mais próximo do desague do Rio Atibaia, apresentou concentrações mais elevadas.

O Reservatório de Salto Grande, em relação aos valores da condutividade, clorofila-*a* e concentração de fósforo é considerado como variando de eutrófico a hipereutrófico nos dois pontos estudados, o que compromete a qualidade da água para balneabilidade.

Constatou-se que a frequência de ocorrência de *Microcystis aeruginosa* predominou em relação à de *Microcystis* sp e de *Microcystis lamelliformis*, durante todo o período estudado.

A presença marcante de *M. aeruginosa* no período estudado confirmou que o Reservatório de Salto Grande encontra-se eutrofizado, visto esta espécie ser indicadora de ambientes eutróficos a hipereutróficos. Quanto ao aspecto sanitário, salienta-se a importância da alta incidência de *Microcystis aeruginosa* no reservatório, devido essa espécie poder produzir toxinas e pelo fato do Reservatório de Salto Grande estar localizado à montante do Rio Piracicaba que é utilizado para o abastecimento público dos municípios de Americana e Piracicaba, entre outros.

Palavras Chave: *Microcystis*, reservatório tropical, poluição, eutrofização, saneamento.

1. INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios da Humanidade no final do séc. XX é a tentativa de harmonizar o desenvolvimento econômico/industrial com a preservação do meio ambiente, de tal modo que se exerça o legítimo direito de explorar os recursos naturais disponíveis e, ao mesmo tempo, que essa exploração não acarrete danos ao meio ambiente que, fatalmente, alcançarão a espécie humana mais cedo ou mais tarde.

Dentro do contexto *exploração racional/preservacionismo*, encontra-se o problema da eutrofização em ambientes aquáticos, mais grave nos ambientes continentais mais nem por isso menos importante nos oceanos e mares, cujos desdobramentos ecológicos/sanitários vêm causando preocupação crescente nas autoridades sanitárias e nos ambientalistas em geral.

Parte deste problema vem a ser a eutrofização cada vez mais acelerada e intensa, em escala praticamente planetária, que se observa nos reservatórios usados para geração de energia elétrica e abastecimento.

A eutrofização, de um modo geral, acelera os processos metabólicos em um corpo d'água, porque acarreta a sua fertilização, principalmente de nitrogênio e fósforo. Quando ocorre em reservatórios/represas, é um processo cujo resultado final vem a ser o enriquecimento de suas águas. Dependendo do reservatório, a eutrofização é um processo que tem uma velocidade variável, não sendo necessariamente irreversível (TUNDISI *et al.*, 1988).

Atualmente verifica-se uma tendência geral à eutrofização acelerada dos lagos - sobretudo represas/reservatórios - causada pela crescente introdução de nutrientes provenientes de esgotos domésticos, industriais ou ainda fertilizantes agrícolas. Essa eutrofização provoca o aumento da biomassa de organismos aquáticos, principalmente *algas*,

com o conseqüente aumento dos problemas ecológicos e sanitários causados por certas espécies que podem aí ocorrer (BRANCO, 1986).

As algas são organismos clorofilados, morfologicamente muito simples, sendo importantes para estabelecer o balanço ecológico em ambientes aquáticos. Elas não apenas suprem o oxigênio essencial para os peixes e outros organismos heterotróficos, na terra ou na água, como também servem de alimento para bactérias, protozoários, insetos e peixes (ROCHA, 1992).

No entanto, a comunidade algal, ao interagir ecologicamente com a água, pode afetar a sua qualidade sanitária, pois certas espécies tem a capacidade de liberar substâncias tóxicas ou causar odor e sabor desagradáveis, comprometendo a qualidade da água para o abastecimento (ROCHA, 1992).

Em águas continentais, podem ser encontrados representantes de vários grupos de algas. A predominância de um ou outro grupo em determinado ecossistema é função, principalmente, das características predominantes do meio (ESTEVES, 1988).

Um destes grupos, notável pela sua grande influência ecológica/sanitária em águas continentais (naturais ou para abastecimento), é formado por organismos muito especiais, tanto pelas suas características morfológicas e idade geológica muito antiga, quanto pelo seu papel ecológico/sanitário nos diversos ambientes aquáticos. Estes organismos são conhecidos como cianofíceas (ou cianobactérias ou também “algas azuis”), cujo nome origina-se a partir da sua cor predominante (azul) causada por um de seus principais pigmentos, a ficocianina. A forma das células é simples e as espécies que formam colônias geralmente são protegidas por uma bainha mucilaginosa bem desenvolvida, podendo também produzir vesículas gasosas (denominadas de aerótopos), que se constituem em uma das principais adaptações à suspensão nos ambientes pelágicos (ESTEVES, 1988).

As cianofíceas possuem uma grande capacidade adaptativa, o que explica a sua ocorrência em quase todos os biótopos lacustres, como interface água-ar, coluna d'água, sedimento, entre as partes submersas de macrófitas aquáticas e outros (ESTEVES, 1988).

Do ponto de vista sanitário, *Microcystis*, entre os vários gêneros de cianofíceas, é o mais freqüentemente citado como produtor de toxinas em ambientes aquáticos liberando uma ou mais endotoxinas. A ação contaminante de certas espécies de *Microcystis* em águas continentais é devida a dois fatores: um, proveniente da (s) endotoxina(s) produzida(s) pela alga e outro causado por bactérias que se desenvolvem juntamente à custa destas algas (BRANCO, 1986). Esta toxicidade sofre influência, em algumas ocasiões, das condições físicas e químicas da água e/ou do tipo da linhagem da espécie. O pH e a temperatura também afetam a estabilidade das toxinas produzidas (TORGAN, 1989).

Muitas espécies de *Microcystis*, quando em condições favoráveis, crescem em altas densidades, fenômeno este denominado floração (“bloom”), que ocorre geralmente em dias quentes e calmos principalmente em lagos/reservatórios/represas eutróficos ou eutrofizados artificialmente (ESTEVES, 1988). Em reservatórios/represas ladeados por culturas, esta eutrofização pode ser incrementada durante o verão pela alta pluviosidade que ocorre na estação, o que colabora para carrear nutrientes dos adubos orgânicos utilizados nestas culturas e agitar o sedimento, aumentando a matéria orgânica dissolvida (ESTEVES, 1988).

As florações algais em geral, mais especificamente aquelas produzidas pelas cianofíceas, também são prejudiciais ao ambiente sob o ponto de vista estético, ecológico e sanitário. As principais consequências destas florações nos sistemas aquáticos são o excessivo consumo de O₂ durante a fase de decomposição do “bloom” (podendo causar mortandade de peixes), a produção de toxinas, que podem causar a morte de animais, inclusive do homem e a inibição do crescimento de outras espécies de algas por um efeito de sombreamento (VANCE, 1985 *ap.* ODEBRECHT *et al.*, 1987; REYNOLDS *et al.*, 1981 *ap.* ODEBRECHT *et al.*, 1987).

Segundo MARGALEF (1983 *ap.* ODEBRECHT *et al.*, 1987) várias espécies de *Microcystis* apresentam potencialidade de produzir toxinas, tanto as hepatotóxicas quanto as neurotóxicas. A ação das toxinas produzidas por estes organismos pode variar em diferentes linhagens da mesma espécie, ou em decorrência de fatores ambientais. Apesar das *Microcystis* ocorrerem praticamente em toda a coluna d’água no reservatório, é na superfície onde elas se concentram mais, devido à presença constante dos aerótopos podendo aí liberar toxinas, causar sombreamento para as espécies abaixo, depleção do oxigênio e do CO₂ entre outros problemas (PAERL & USTACH, 1982).

2. OBJETIVOS

Levando em consideração o papel sanitário/ecológico preponderante das populações de *Microcystis* no âmbito do Reservatório de Salto Grande (Município de Americana, Estado de São Paulo), como formadoras de florações e produtoras de toxinas que interferem na dinâmica do Reservatório e nos usos da água (para abastecimento e/ou recreação), este presente trabalho visa a:

- 1) caracterização limnológica de dois pontos do Reservatório de Salto Grande no período chuvoso;
- 2) análise da frequência de ocorrência das populações de *Microcystis* em relação às variáveis climatológicas, físicas e químicas do Reservatório no período chuvoso;
- 3) avaliação da presença das populações de *Microcystis*, nos dois pontos estudados, sob o aspecto sanitário.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. EUTROFIZAÇÃO

As atividades humanas nas bacias hidrográficas enriquecem as águas de lagos e reservatórios (*eutrofização*) e, como consequência, alteram suas características tróficas (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1992). Em geral, o aumento da concentração de nitrogênio e fósforo é considerado como um dos principais fatores responsáveis pela eutrofização (BELLINGER, 1979).

O aumento da eutrofização, de acordo com TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI (1992), reduz as possibilidades dos usos múltiplos nos reservatórios e causa um considerável aumento no custo do tratamento de água para fins de abastecimento público.

Segundo MAROUELLI *et al.* (1988), quanto à origem do material orgânico pode-se falar em *eutrofização natural*, quando os nutrientes são trazidos pelas chuvas e águas superficiais que erodem e lavam a superfície da terra, provocando um enriquecimento das águas e proporcionando condições ideais para a proliferação de peixes, plantas aquáticas superiores e outros. Quando este processo é acelerado pelo homem, denomina-se *eutrofização artificial*. A eutrofização artificial está geralmente relacionada com alguma forma de poluição e normalmente altera a qualidade da água (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1992).

O lançamento de efluentes domésticos e industriais, assim como da água resultante da drenagem de áreas cultivadas com adubos químicos, geram agentes eutrofizantes como fosfato, amônia e nitrato. Estas substâncias estão diretamente relacionadas com o processo fotossintético das algas e macrófitas pois aceleram o crescimento das mesmas (MAROUELLI *et al.*, 1988).

Os processos que acompanham a eutrofização de lagos e reservatórios estão fundamentalmente relacionados com o ciclo da matéria orgânica, o aumento da biomassa de algas e macrófitas aquáticas, o aumento de matéria orgânica no sedimento e estabelecimento de condições redutoras (TUNDISI, 1988).

De acordo com TUNDISI (1988), já existem no Brasil exemplos significativos de “eutrofização cultural” de reservatórios, principalmente no caso do Paranoá (Brasília), Billings, Americana e da Represa de Barra Bonita (Estado de São Paulo), todos em avançado processo de eutrofização.

3.2. ALGAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO

O número e a composição das algas e outros organismos, que se desenvolvem em águas superficiais, dependem da disponibilidade de nutrientes, da temperatura, dos valores do pH e da intensidade luminosa para mantê-las em equilíbrio biológico. Em qualquer ambiente natural, inclusive a água, cada ser vivo se acha sujeito à ação do meio e dos outros organismos (BRANCO, 1962; PALMER, 1962).

Segundo COHEN (1951), a temperatura tem um papel importante na determinação da periodicidade da população algal. As maiores taxas de crescimentos ocorrem geralmente entre 20 e 30° C. Com relação ao pH, algas crescem sob uma ampla faixa da concentração, variando de 2,5 a 11,0 (LUND, 1965 *ap.* BELLINGER, 1979). Os “blooms” de *Microcystis* ocorrem, geralmente, em pH elevados (COHEN, 1951). A intensidade luminosa relativa é, por outro lado, importante também na determinação da produção algal (BELLINGER, 1979). Altas intensidades luminosas geralmente são prejudiciais ao desenvolvimento (COHEN, 1951).

Em regiões tropicais raramente a radiação solar é um fator limitante, mas ela pode funcionar como um fator controlador, considerando-se a inibição na superfície e o elevado coeficiente de extinção vertical, que pode ocorrer em alguns sistemas devido a própria densidade do fitoplâncton e a concentração de material em suspensão na água, diminuindo a penetração da intensidade luminosa (DEBERDT, 1997).

Os habitats do fitoplâncton de lagos, reservatórios, rios e mares, são caracterizados por persistente variabilidade. Na maioria das vezes esta variabilidade é causada por uma força externa como a energia solar, que pode ser de forma direta (através da variação na distribuição ao longo do dia, estações do ano e latitude) ou indireta (através de mudanças na pressão atmosférica, vento, evaporação e precipitação, movimento geoquímico e dispersão de partículas). A vida aquática é capaz de responder a flutuações físicas e químicas e, em retorno, modificar seus efeitos através do crescimento dos organismos, seleção de espécies e estrutura da comunidade (REYNOLDS, 1990).

As flutuações ambientais alogênicas, geradas pela variabilidade na intensidade do vento e aquecimento solar na superfície, muitas vezes ocorre num intervalo de frequência entre poucas horas e alguns dias (escala de tempo de uma geração algal). Logo, as vantagens seletivas mudam de espécie para espécie antes que qualquer uma tenha a oportunidade de se sobrepor frente às outras (REYNOLDS, 1988).

Apesar de alguns problemas que certas algas podem causar à saúde pública, elas não são seres nocivos. Pelo contrário, são de grande interesse econômico e mesmo sanitário em águas naturais, pois produzem oxigênio de interesse para a respiração dos seres vivos, para a oxidação bioquímica da matéria orgânica em geral, servem como elemento depurador da água, ao auxiliar na oxidação dos compostos odoríferos e na destruição de bactérias anaeróbias, contribuindo, portanto, para melhorar as características da água potável tornando-a, inclusive, mais palatável (BRANCO, 1962; BRANCO, 1986).

Um dado importante quanto ao desenvolvimento de algas em águas de abastecimento é o relativo às condições nutritivas da água, que diferem nas diferentes latitudes e épocas do ano proporcionando, portanto, respostas distintas a respeito do(s) fator(es) limitante(s) do crescimento algal (TORGAN, 1989). Se, por qualquer razão, for eliminado um dos fatores inibidores ou elevada a concentração de um dos fatores limitantes ao crescimento de uma determinada espécie, verifica-se o aumento do número de indivíduos com a conseqüente quebra do equilíbrio biológico. Por outro lado, a elevação de um fator inibidor ou a redução de um fator limitante pode determinar o desaparecimento ou, pelo menos, uma significativa redução numérica do organismo indesejável (BRANCO, 1962; OKINO, 1973).

Entretanto, ao lado dos benefícios proporcionados, há vários problemas, alguns bastante sérios, que podem ser causados por certas algas em águas de abastecimento, principalmente quando ultrapassam um certo número de células por unidade de volume de águas nos mananciais ou formam uma imensa massa orgânica no meio líquido, levando à produção de grandes quantidades de lodo, além de liberar vários compostos orgânicos e pigmentos, quando se faz, então, necessário o estabelecimento de um rigoroso controle sobre o seu desenvolvimento (BRANCO, 1962; PALMER, 1962). Esses compostos orgânicos podem ser tóxicos, produzir sabor e odor ou interferir na eficiência do cloro e outros agentes químicos utilizados no tratamento da água. Além disso, as algas podem causar alterações de caráter físico e químico da água, especialmente elevação de pH (BRANCO, 1986), devido a sua capacidade de modificar o pH, alcalinidade, cor e turbidez (PALMER, 1962), o que gera problemas para obtenção de um ponto ótimo de floculação. Finalmente, podem também interferir diretamente na decantação, por produzirem bolhas de gás no interior dos flocos (BRANCO, 1986).

3.2.1. ODOR E SABOR

As algas constituem, segundo BRANCO (1986), uma das mais importantes causas de sabor e odor nas águas de abastecimento. Os ácidos graxos, presentes nas células algais, são os principais causadores desse fenômeno. Os lipídeos totais das algas, quando liberados, apresentam forte odor resultante da mistura dos odores dos vários ácidos graxos que entram em sua composição. A quantidade de lipídeos nas células aumenta com o envelhecimento, ao mesmo tempo que diminui a quantidade de compostos nitrogenados, de maneira que, com o tempo, as algas tendem a apresentar sabor e odor mais pronunciados.

A produção de odor é muito mais intensa quando as algas, depois de passarem por uma fase de multiplicação ativa, entram em uma fase de declínio, começando a diminuir em número por serem destruídas por um processo de autólise ou ruptura “espontânea” das células, com liberação de produtos metabólicos. Esse fenômeno foi confirmado pelo fato de que a destruição mecânica das células, que estão ainda em fase de multiplicação, produz um sensível aumento na produção de odor (seis vezes mais que no controle), donde se conclui que os compostos odoríferos estão acumulados no interior das células. A intensificação do odor, com

a diminuição do pH, confirma que este está relacionado com vários componentes metabólicos, especialmente ácidos voláteis, resultantes da acidificação de sais orgânicos (BRANCO, 1986).

Por outro lado, certas algas, ricas em compostos nitrogenados, podem ao entrar em decomposição sob a ação de fungos ou bactérias, produzir intenso odor decorrente desta decomposição, como é o caso de *Microcystis* que, embora enquanto viva produza um odor característico de grama ou capim, passa a apresentar, depois que entra em putrefação, um forte cheiro característico de esgoto séptico (BRANCO, 1986).

De acordo com COLLINGWOOD (1979) e BRANCO (1986), muitas algas causam sabor que é intensificado pela aplicação do cloro à água, o que decorre da formação de clorofenóis.

3.2.2. TURBIDEZ E COR

Não apenas os microrganismos patogênicos necessitam controle em águas destinadas ao abastecimento público. Igualmente muitas espécies de microrganismos aquáticos, de vida livre, não patogênicos, devem ser combatidas a fim de não prejudicarem as características de potabilidade. Esta interferência pode ser: direta, graças às substâncias com propriedades organolépticas ou mesmo tóxicas que podem ser liberadas na água, ou ao aumento de turbidez produzido pela sua presença em grande número; ou indireta, através de dificuldades que causam ao sistema de tratamento, prejudicando mecanicamente a filtração ou quimicamente interferindo na coagulação e decantação do material sedimentável.

As algas como partículas em suspensão na água, segundo BRANCO (1986), constituem fator diretamente responsável pela turbidez. Especialmente nos casos em que há o fenômeno de floração, a turbidez causada pelo excesso de células pode atingir valores muito elevados, impedindo que a luz penetre mais que alguns centímetros na massa d'água. Possuindo, além disso, pigmentos de diferentes cores observam-se efeitos de coloração aparente das águas em virtude do número de células algais elevado.

Por outro lado, elas podem causar interferências indiretas na cor e turbidez das águas de abastecimento através de distúrbios que provocam na floculação e decantação realizadas

nas estações de tratamento. As modificações de pH que produzem na água que é submetida ao tratamento constituem especialmente causa destes distúrbios. Além disso, as algas se depositam nos decantadores, em grandes número, produzindo aumento do lodo sedimentado (BRANCO, 1986).

3.2.3. PROBLEMAS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO

Quando algas se desenvolvem na água, ocorre a redução da concentração de alguns dos constituintes solúveis e, ao mesmo tempo, aumentam os constituintes particulados através da multiplicação celular. Estas mudanças trazem grandes dificuldades ao tratamento, podendo afetar a qualidade final da água (COLLINGWOOD, 1979).

Através do processo de fotossíntese, as algas retiram gás carbônico do meio aquático causando a precipitação de carbonatos. Isto traz, como consequência, a elevação do pH da água que pode atingir valores de até 10 em águas onde ocorre o fenômeno da floração. Por outro lado, durante a noite, na ausência de luz, cessando a atividade fotossintetizante, passa a predominar a reação contrária, da respiração, com o conseqüente enriquecimento do meio com gás carbônico, dissolução dos carbonatos e correspondente diminuição do pH. Essas oscilações constituem a causa de várias dificuldades de operação nas estações de tratamento, bem como desperdício de coagulantes. Um número elevado de algas, na água, induz à formação de flocos fracos, de grande tamanho, os quais são reduzidos quando se utiliza agitação mecânica nos flocladores, o que é indicado nesses casos, pois verificou-se que os flocos menores, produzidos pela agitação, sedimentam melhor, resultando disso menos problemas com a coloração e turbidez da água decantada (BRANCO, 1986).

A água que chega aos filtros contém, freqüentemente, um grande número de algas as quais serão, em grande parte, retidas pela areia. Além disso, estando o leito filtrante exposto à luz, grande número de espécies pode aí proliferar, dando origem, juntamente com impurezas da própria água, a uma camada biológica que recebe a denominação alemã de "*schmutzdecke*", ou película de sujeira (BRANCO, 1986).

Porém, o acúmulo de grande número de organismos na superfície dos filtros, especialmente quando mortos, é prejudicial por diminuir a velocidade de escoamento dos

mesmos. Além disso, a própria formação de gases em abundância dá origem a levantamentos de agregados de matéria orgânica contendo grãos de areia, causa perfurações através do leito filtrante e torna menos eficiente a filtração (BRANCO, 1986).

Ainda de acordo com BRANCO (1986), um filtro em boas condições de operação não chega a remover, em geral, mais que 90% das algas presentes na água. Assim sendo, um certo número de microrganismos pode passar pelo tratamento indo acumular-se no fundo de reservatórios de distribuição, no interior das canalizações ou nos reservatórios domiciliares. De sua decomposição ulterior pode resultar, às vezes, a produção de mau cheiro nas águas. Porém, a quantidade dessas algas presentes na rede não chega a ser suficiente para produzir maiores inconvenientes, principalmente quando os reservatórios são periodicamente lavados para a remoção de lodo sedimentado.

3.3. ALGAS COMO ORGANISMOS INDICADORES DE POLUIÇÃO

3.3.1. INTRODUÇÃO

Algas fitoplanctônicas são muito importantes para estabelecer o balanço ecológico em ambientes aquáticos (ROCHA, 1992), além de incluir espécies tolerantes e outras muito sensíveis a presença de poluição. Além disso, a sua importância como participantes ativas nos processos de autodepuração dos cursos d'água só é comparável à das bactérias, constituindo um grupo característico de certas zonas de depuração, permitindo - pela presença de certas espécies - medir, mesmo o grau de recuperação sofrido pela massa d'água em determinado ponto (BRANCO, 1986).

De acordo com ROCHA (1992), espécies indicadoras de poluição aquática são, em geral, formas resistentes. A poluição pode atingir diferentes graus de intensidade, dependendo da diluição sofrida pelo poluente no ambiente, de fenômenos de antagonismo, sinergismo, do grau de toxicidade e outros, afetando a diversidade e a estabilidade das populações de organismos aquáticos

não somente às substâncias nutritivas, como também às diversas relações entre as espécies diferentes (BRANCO, 1986).

A abundância de espécies e, conseqüentemente, a diversidade de nichos são maiores em ambientes mais estáveis e “mais velhos”, os quais sofrem, provavelmente, variações menos freqüentes e intensas de fatores seletivos (ROCHA, 1992).

A estrutura do ecossistema muitas vezes é tão complexa e acrescida por uma intensa atividade humana que trás grandes conseqüências a todos os ambientes, incluindo aí as águas continentais. O reconhecimento de indicadores biológico tais como as algas, é um importante instrumento para avaliação da poluição e pode ser utilizado como medida corretiva ou preventiva, as quais são mais eficientes e menos onerosas (ROCHA, 1992).

O uso de indicadores biológicos é importante por fornecer resultados mais precisos que aqueles obtidos pelos métodos físicos e químicos. Estes apenas refletem as condições predominantes no momento quando as amostras foram coletadas no corpo d'água no qual os levantamentos sanitários e os estudos limnológicos foram realizados e torna impossível entender os efeitos da poluição a longo prazo, os quais podem afetar os organismos da comunidade, incluindo populações humanas (ROCHA, 1992).

Diferentes tipos ou níveis de poluição podem ser modificados pela variação de características específicas dos elementos que formam as cadeias alimentares.

Algas podem ser utilizadas como indicadores biológicos para caracterizar, quantitativamente e qualitativamente, ambientes aquáticos oligotróficos e eutróficos (ROCHA, 1992).

Ainda segundo ROCHA (1992), o conhecimento dos padrões de mudança de espécies ou da composição dos gêneros em uma comunidade serve como um importante instrumento para os estudos sanitários e ecológicos nos corpos d'água.

Portanto, a exata determinação da composição fitofisionômica em bases micro- e macrobióticas tem por objetivo a melhoria das condições sanitárias, a proteção da população contra os riscos de saúde e a preservação das comunidades aquáticas. Neste aspecto, vários

fatores importantes, considerando-se a qualidade sanitária da água, poderiam ser efetivamente utilizados e relacionados com os dados taxonômicos obtidos. Isto pode vir a permitir a avaliação dos ambientes aquáticos utilizando-se algas como indicadores biológicos de poluição (ROCHA, 1992). Um destes fatores, talvez um dos mais importantes, é a concentração dos micronutrientes, que pode ser responsável por variações grosseiras ou muito sutis afetando, às vezes, apenas o desenvolvimento de determinadas espécies de um mesmo gênero. Outros fatores de ação eminentemente seletiva são: o pH das águas, a toxidez de determinadas substâncias, temperatura, natureza do leito, velocidade da correnteza e outros (BRANCO, 1986).

Os organismos denominados *indicadores de poluição* permitem estabelecer uma verdadeira classificação ecológica dos organismos aquáticos, de acordo com o ambiente que preferem ou que são capazes de suportar (BRANCO, 1986).

As informações fornecidas pelos indicadores biológicos podem suprir deficiências de alguns métodos químicos e bacteriológicos de determinação da poluição, como as determinações de D.B.O. e as contagens bacteriológicas que não demonstram a presença de substâncias tóxicas e, além disso, quando realizadas no despejo antes de seu lançamento, não permitem prever os efeitos que produzirão em um manancial, efeitos esses que se devem às variações físicas e químicas que, por outro lado, somente revelam as condições existentes no próprio instante em que foram feitas (BRANCO, 1986). Por outro lado, pela análise da comunidade de algas, pode-se inferir sobre as condições ecológicas antes e depois da coleta, ciclo de vida, reprodução e outros (CÉLIA SANT'ANNA, com. pess.).

3.3.2. ÍNDICES DE ORGANISMOS INDICADORES DE ESTADO TRÓFICO

Os vários seres vivos que compõem a população de um determinado ambiente constituem elementos ecológicos em perfeito equilíbrio. Este equilíbrio permanece estável enquanto existirem, em proporções convenientes, os vários fatores indispensáveis à sobrevivência de cada espécie, fatores esses que dizem respeito não somente a substâncias nutritivas, temperatura e outras condições físicas, químicas e meteorológicas, mas também às relações de diversas naturezas entre diversas espécies diferentes (BRANCO, 1986).

O ciclo biodinâmico, com a variação das composições química, física e biológica do meio sofre, portanto, grande influência da poluição. Os sistemas ecológicos de classificação dos cursos d'água que têm sido utilizados procuram representar tais ciclos por intermédio de gráficos ou histogramas construídos com valores numéricos correspondentes aos índices convencionados para cada grupo de seres vegetais ou animais presentes. A comparação entre as alturas atingidas por esses nos gráficos ou o equacionamento dos seus valores numéricos, permitem exprimir as condições vigentes em um meio aquático que receba ou não despejos. Tais sistemas, apresentando um verdadeiro quadro da história do curso d'água com relação à poluição, constituindo-se em um indicativo apurado das condições ecológicas do meio (BRANCO, 1986).

Alguns dos sistemas mais utilizados são: Sistema de Patrick, Sistema de Wurtz, , Índice de Saprobiidade e Índice de Diversidade (BRANCO, 1986).

O Sistema de Patrick é baseado na medida do grau de alteração sofrido pelo ciclo biodinâmico natural. Aqui a água é classificada como: salubre, poluída, muito poluída e atípica. Este sistema é frequentemente utilizado em levantamentos sanitários, porém possui várias limitações tais como: o fato de que o processo não considerar fatores físicos que, em alguns ambientes, podem restringir o desenvolvimento de organismos e o alto custo de um trabalho que exige especialistas para classificar todas as espécies existentes no meio (BRANCO, 1986).

O Sistema de Wurtz, por outro lado, é baseado nos grupos de organismos reunidos quanto às suas características ecológicas básicas, ou seja, quanto ao seu modo de vida. Wurtz classificou os organismos em cinco “formas básicas de vida”: aqueles que vivem enterrados no substrato; os sésseis; os rastejadores; aqueles pelágicos e os organismos planctônicos. Para a classificação de todas as espécies encontradas e a sua caracterização como resistentes ou sensíveis à poluição, cada uma deverá ser pesquisada quanto à sua resistência aos vários elementos e compostos tóxicos, o que dificulta a utilização deste processo.

O Índice de Saprobiidade representa o grau de saprobiidade da espécie, ou seja, um valor indicativo da posição de cada espécie em relação às Zonas do sistema de KOLKWITZ-MARSSON-LIEBMANN e a frequência com que cada espécie ocorre no meio em questão. O índice é calculado pela seguinte fórmula;

$$S = \frac{Es \cdot h}{Eh}$$

onde:

s é o grau de saprobidade;

h é a frequência com que cada espécie ocorre.

E = somatória

Uma vez determinado o índice de saprobidade, faz-se a correlação deste com as zonas de poluição, classificando-as em: oligossapróbia, mesossapróbia-β, mesossapróbia-α e zona polissapróbia.

Índices de diversidade podem também ser utilizados para comparar comunidades em ecossistemas aquáticos, bem como para avaliar os efeitos da poluição (CAIRNS, 1977 *ap.* ROCHA, 1992). Índices de diversidade retratam não somente a distribuição das categorias taxonômicas mas, também, a importância de cada uma no ecossistema. Para o cálculo da estimativa da diversidade, pode-se utilizar a fórmula derivada da teoria de MARGALEF (1969, *ap.* BRANCO, 1986):

$$d = -E (ni/n) \log_2 (ni/n)$$

onde:

d = estimativa do índice de diversidade;

ni = número de organismos por categoria taxonômica;

n = número total de organismos.

3.4. CIANOFIGEAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO

3.4.1. INTRODUÇÃO

As cianofíceas são algas consideradas primitivas devido às seguintes características: a) ausência de núcleo verdadeiro; b) ausência de plastos, isto é, de estruturas individualizadas para a realização da fotossíntese, encontrando-se pois, os seus pigmentos, dissociados na matéria plasmática; c) ausência de qualquer forma de reprodução sexuada (BRANCO, 1986).

Estes cianoprocariontes, em situações onde há grande quantidade de nutrientes disponíveis, podem vir a ser considerados indesejáveis quando tornam-se dominantes e extremamente abundantes. São algas de considerável interesse ecológico devido a, entre outros aspectos, formação de “blooms” (florações) que ocorrem em águas poluídas e devido à produção de inúmeras toxinas por várias espécies. Geralmente as cianofíceas são predominantes em lagos eutróficos contendo esgotos orgânicos, quando o pH é alto (SHAPIRO, 1973). São amplamente adaptáveis e muito tolerantes em ambientes extremos, porém raramente são encontradas em ambientes de pH ácido (BROCK, 1972).

De acordo com PAERL & USTACH (1982), a competição entre cianofíceas e algas eucariontes varia de acordo com os valores de pH. Em pH baixo, as cianofíceas perdem sua vantagem competitiva sobre os eucariontes, devido à maior quantidade de CO₂ disponível. Nestas condições, as cianofíceas são, geralmente, eliminadas rapidamente.

Segundo REYNOLDS & WALSBY (1975), as florações de cianofíceas dependem da coincidência de três fatores: uma população pré-existente, uma proporção significativa de organismos tendo flutuabilidade positiva e estabilidade da coluna d’água. Os principais fatores que interferem no desenvolvimento das cianofíceas são: luminosidade, temperatura e composição química da água (SIHOTANG & OKINO, 1985). Elas possuem a capacidade de manterem-se por longos períodos no escuro, sob condições anaeróbias mantendo sua capacidade fotossintética (ZOHARY, 1989), podendo, portanto, crescer em profundidades maiores onde as intensidades luminosa são baixas (CARMICHAEL, 1992).

As cianofíceas, geralmente, formam “blooms” quando o vento é fraco, a temperatura da água encontra-se entre 15° e 30° C, o pH está entre 6 e 9 e há abundância de nutrientes (CARMICHAEL, 1994). Segundo HYENSTRAND *et al.* (1995), as florações de cianofíceas são frequentemente observadas em corpos d’água que sofrem aumento de enriquecimento por nutrientes, aparecendo quando o nitrogênio está presente na forma de amônia, sendo ausente quando o nitrogênio está presente na forma inorgânica.

As necessidades nutricionais, de acordo com CARMICHAEL (1992) são maiores nas cianofíceas que nos outros organismos planctônicos. Elas podem empregar vários mecanismos para incorporá-los, o que ajuda a torná-las dominantes e persistentes em um corpo d’água. São eles: 1) habilidade de armazenar fósforo dentro das células, tornando-as capazes de realizar

divisão celular quando o fósforo torna-se limitante e 2) fixação de nitrogênio atmosférico por várias cianofíceas filamentosas formadoras de florações tóxicas, especialmente aquelas do gênero *Anabaena*. Gêneros não heterocitados, como *Microcystis* e *Oscillatoria*, requerem condições especiais, eutróficas a hipereutróficas com relação ao nitrogênio, para tornarem-se dominantes.

3.4.2. O GÊNERO *Microcystis*

3.4.2.1. INTRODUÇÃO

Microcystis, dentre as cianofíceas, é um gênero muito importante do ponto de vista ecológico e sanitário, devido à sua forte competição pela disponibilidade de luz para sua manutenção nas camadas superiores da coluna d'água (ROBARTS & ZOHARY, 1984), distribuição cosmopolita em águas continentais e pela formação de florações em ambientes eutróficos, apresentando potencialidade tóxica (KOMÁREK, 1991; CARMICHAEL, 1992). O grau de toxicidade causada por estes organismos pode variar em diferentes cepas da mesma espécie (MARGALEF, 1983 *ap.* ODEBRECHT *et al.*, 1987). A principal consequência destas florações nos sistemas aquáticos, entre outras, é a inibição do crescimento de várias espécies de algas (VANCE, 1965 *ap.* ODEBRECHT *et al.*, 1987; REYNOLDS *et al.*, 1981 *ap.* ODEBRECHT *et al.*, 1987).

Dentre as várias espécies reconhecidas neste gênero, *Microcystis aeruginosa* Kütz. é caracterizada ecologicamente, de acordo com (REYNOLDS, 1988), como uma espécie estrategista *S*, euplancônica, com baixa relação S/V, baixas taxas de crescimento e respiração e tolerante a condições de estresse induzidas por altas temperaturas, baixas concentrações de CO₂, baixa razão N/P, alta pressão de herbivoria e deficiência de nutrientes. Isto deve-se à sua capacidade de armazenar fósforo intrabioticamente e regular sua posição na coluna d'água pelo controle da sua densidade. O crescimento de *Microcystis*, como o de outras algas, está diretamente associado com a temperatura da água, intensidade luminosa, pH e nutrientes (OHKUBO *et al.*, 1993).

Microcystis aeruginosa pertence ao grupo das cianofíceas não fixadoras de nitrogênio. Elas possuem a capacidade de armazenar previamente, na forma de cianoficina, a qual podem

ser utilizadas como uma fonte de nitrogênio quando este se encontra em baixas concentrações no ambiente (STEWART, 1972 *ap.* PARRA *et al.*, 1980). Elas são capazes de assimilar e concentrar o nitrogênio, nas formas de nitratos, nitritos e/ou amônia, dependendo do pH utilizando-o de acordo com as suas necessidades. Desenvolvem-se em pH 6,5 com uréia como fonte de nitrogênio. Da mesma maneira, seu crescimento em águas pobres em fósforo pode ser explicado devido a estas algas armazenarem fósforo na forma de polifosfatos (STEWART e ALEXANDER, 1971 *ap.* PARRA *et al.*, 1980).

Microcystis aeruginosa Kütz. é uma das espécies que possui aerótopos intracelulares que a capacita a flutuar sob condições calmas, levando ao acúmulo da população na superfície da água (REYNOLDS & WALBSY, 1975, BOOKER, 1981). Possuem uma mucilagem envolvendo suas células aumentando a resposta de flutuação para a regulação das mudanças de posição na coluna d'água e (REYNOLDS & WALBSY, 1975), propiciando também um microambiente especializado ao redor das células no qual os nutrientes essenciais se concentram e se mantêm (LANGE, 1986 *ap.* NOGUEIRA, 1997).

Esta extraordinária capacidade de formação de vacúolos de gás no protoplasma das células das cianofíceas diminui a densidade das colônias em relação à água, fazendo-as deslocarem-se do fundo à superfície (TORGAN, 1989). Mudanças na flutuabilidade de populações de *Microcystis*, estudadas por KROMKAMP & MUR, (1984 *ap.* NOGUEIRA, 1997), mostraram um decréscimo na sua flutuabilidade durante o dia e um aumento à noite. As colônias da zona iluminada (eufótica) tornam-se pesadas com o acúmulo de carboidrato intracelular durante o dia e afundam (ZOHARY & ROBARTS, 1988). Estas populações tinham vacúolos gasosos mais frágeis que aqueles encontrados em lagos mais profundos. A perda de flutuabilidade durante o dia, quando ocorreram altas irradiações, foi devido mais a um aumento de reserva de carboidratos do que ao colapso dos vacúolos gasosos pela turgescência celular (NOGUEIRA, 1997).

De acordo com OKINO (1975), as colônias de *Microcystis* tendem a se concentrar na superfície durante o dia e se dispersam nas camadas mais profundas à noite, devido às mudanças da fotossíntese. A atividade fotossintética das células de *Microcystis* é inibida pela luz intensa, mas as colônias de *Microcystis* podem excluir a fotoinibição devido ao tipo de formação colonial e à uma estrutura produtiva única concentrada na camada superficial, protegida por uma camada de células mortas (SIHOTANG & OKINO, 1985).

Este movimento vertical de *Microcystis aeruginosa* apresenta três vantagens biológicas importantes: a) as algas estão localizadas no ponto mais vantajoso para o crescimento do gradiente físico-químico, b) elas causam “convecção forçada” dos nutrientes, os quais são incorporados mais facilmente (PARRA *et al.*, 1980) e c) é uma característica favorável a utilização da fotossíntese e, portanto, para absorver mais nutrientes para o crescimento celular.

Em lagos estratificados, GANF & OLIVER (1982 *ap.* NOGUEIRA, 1997) mostraram que *Microcystis aeruginosa* ocorreu em camadas inferiores porque era capaz de superar a separação espacial entre luz e nutrientes utilizando seu mecanismo de flutuabilidade.

Microcystis aeruginosa pode ainda intervir no desenvolvimento de outras algas, como *Navicula*, *Cryptomonas*, *Anabaena* e outras, ao produzir substâncias que inibem o crescimento (PARRA *et al.*, 1980), bem como também sofrer a ação sinérgica de certas espécies do gênero *Anabaena*, que produzem substâncias quelantes aceleradoras do crescimento de *Microcystis* (OHKUBO *et al.*, 1993).

3.4.2.2. PAPEL SANITÁRIO E TOXICIDADE

Certas espécies de *Microcystis* podem conferir cor aparente às águas, formar limo, causar corrosão do concreto, persistir nos sistemas de distribuição, produzir odor de capim (quando frescas) ou odor séptico (quando em decomposição). Geralmente o odor é produzido como resultado da decomposição de massas de algas quando começam a morrer em grande número, principalmente onde a ausência de oxigênio permite a formação de odores intermediários formados pelas proteínas das algas (PALMER, 1962). Podem também causar gosto adocicado e reproduzir-se intensamente, principalmente em lagoas de estabilização, sendo consideradas como indicadoras de poluição orgânica, (BRANCO, 1986).

Apesar de não ser um fenômeno amplo, certas algas podem causar envenenamento, caracterizado pelos seguintes sintomas gerais: piloereção, dispnéia, convulsões, paralisia dos membros posteriores, perda de equilíbrio, espasmos da respiração e morte (BRANCO, 1986).

Todas as algas de águas continentais consideradas tóxicas pertencem ao grupo das cianofíceas e, portanto, a presença delas em corpos d'água utilizados para recreação e abastecimento público pode ser prejudicial à saúde humana e aos animais (CARMICHAEL, 1992). Toxinas de cianofíceas constituem a principal fonte de produtos naturais tóxicos, as “biotoxinas”, encontradas em águas continentais superficiais. Entre as cianofíceas, o gênero mais frequentemente citado é *Microcystis*, particularmente as espécies *M. aeruginosa*, *M. cf. botrys*, *M. flos-aquae*, *M. viridis* e *M. wesenbergii*, que foram confirmadas como produtoras de toxinas, apresentando, portanto, risco potencial à saúde pública. Outras algas azuis mencionadas também como responsáveis por fenômenos de toxicidade em águas continentais pertencem aos gêneros: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Coelosphaerium*, *Gloeotrichia* e *Nostoc* (BRANCO, 1986; CARMICHAEL, 1992; 1994). De acordo com CÉLIA SANT'ANNA (com. pess.) os gêneros *Raphidiopsis* e *Cylindrospermopsis* apresentam espécies potencialmente tóxicas.

A toxicidade das cianofíceas é devida a dois fatores: um, proveniente de uma endotoxina produzida pelas próprias células das algas e outro elaborado por bactérias que se desenvolvem às suas custas (WATANABE & OISHI, 1980). As substâncias tóxicas contidas nas células algais contaminam as águas, especialmente durante o período em que a atividade metabólica decresce quando ocorre a autólise das células (WATANABE & OISHI, 1980).

A estabilidade das toxinas produzidas pela *M. aeruginosa* pode sofrer alterações devido ao pH (TORGAN, 1989), à variação da intensidades luminosa e da temperatura. No entanto, a mudança na toxicidade devido à temperatura não é tão significativa quanto a variação pela intensidade luminosa. Isto significa que a intensidade luminosa é um fator primário para a produção da toxina, a qual pode ocorrer sob baixa intensidade luminosa (WATANABE & OISHI, 1985).

De acordo com BRANCO (1986), especificamente quanto às *Microcystis*, algumas cepas ou linhagens são produtoras de uma endotoxina própria enquanto outras linhagens das mesmas espécies podem não produzir estas endotoxinas. Em muitos casos, trata-se de uma toxina violentíssima, denominada de FDF (“fast death factor”), isto é, fator causador de morte rápida ou de uma outra toxina, denominada SDF (“slow death factor”), isto é, fator causador de morte lenta. Todas as espécies de *Microcystis*, mesmo as que não produzem toxinas,

podem, ao entrar em decomposição, originar um ambiente anaeróbio propício pelo menos ao desenvolvimento de certas bactérias tóxicas

Descobriu-se uma terceira toxina, a VFDF (“very fast death factor”) produzida por *Anabaena flos-aquae*, que se caracteriza por uma ação tóxica extremamente violenta da qual ainda não se conhece completamente a sua natureza química. Porém, sabe-se que é suscetível ao calor e aos álcalis, é facilmente adsorvida pelo carbono e, ao contrário das demais, é completamente neutralizada pela floculação com sulfato de alumínio (BRANCO, 1986).

Vários gêneros e espécies de cianofíceas, que formam florações, produzem potentes hepatotoxinas e/ou neurotoxinas. Elas são responsáveis por inúmeros casos de animais e seres humanos envenenados em muitas áreas (CARMICHAEL *et al.*, 1988 *ap.* AZEVEDO *et al.*, 1994; SIVONEN *et al.*, 1990 *ap.* AZEVEDO *et al.*, 1994; OLAWTON & COOD, 1991 *ap.* AZEVEDO *et al.*, 1994). A ocorrência de hepatotoxinas é maior do que a das neurotoxinas. As hepatotoxinas causam aumento de enzimas biliares no sangue (FALCONER *et al.*, 1983 *ap.* FALCONER, 1989) interferindo no funcionamento normal do fígado, podendo causar a morte de animais (CARMICHAEL, 1994). Estudos revelaram que a exposição temporária de seres humanos às hepatotoxinas pode causar reações alérgicas na pele, gastroenterites e diarreias, bem como, quando expostos continuamente, podem apresentar disfunções crônicas no estômago e fígado, podendo contribuir para o desenvolvimento de câncer (CARMICHAEL, 1994). As neurotoxinas, por outro lado, interferem no funcionamento do sistema nervoso e, freqüentemente, causam a morte em poucos minutos, devido à paralisação dos músculos respiratórios (CARMICHAEL, 1994). A FDF, que é uma neurotoxina, pode permanecer ativa no meio após a destruição mecânica ou biológica das algas, o que significa que a toxina pode passar da célula para o meio, não sendo retida por nenhum processo comum de filtração mecânica, é resistente ao calor, às grandes variações de pH (até 10) e aos processos de tratamento de água através de floculação, sedimentação, filtração e cloração, os quais também não removem outras toxinas liberadas por cianofíceas (BRANCO, 1986; HOFFMAN, 1976 *ap.* FALCONER, 1989).

Ainda em relação às *Microcystis aeruginosa*, estas geralmente liberam hepatotoxinas em águas continentais (CARMICHAEL, 1992). O seu potencial tóxico aumenta quando, em lagos eutróficos, ocorrem florações (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1992), as quais

são associadas à morte de animais domésticos, peixes e pássaros (CARMICHAEL, 1986 *ap.* YUNES *et al.*, 1996; CODD & BEATTLE, 1991 *ap.* YUNES *et al.*, 1996).

Se por um lado são relativamente freqüentes os casos de envenenamento de animais domésticos e selvagens, tais como: carneiros, cavalos, cães, porcos, vacas, galinhas, perus, patos e outros (BRANCO, 1986), por outro os peixes, em geral, são mais resistentes, tornando-se, por essa razão, veículos freqüentes da toxina para outros animais que deles se alimentam, tais como aves aquáticas e mamíferos (BRANCO, 1986). Peixes colocados em presença de grandes quantidades de algas podem morrer por fenômenos não decorrentes de ação tóxica, mas sim de natureza mecânica, como entupimento das brânquias ou ainda pela limitação do oxigênio produzido pelo acúmulo de algas na superfície ou putrefação das mesmas (BRANCO, 1959).

São raros os casos de efeitos tóxicos ou fisiológicos produzidos no homem por águas onde proliferam *Microcystis*. A explicação para tão pequena freqüência de casos de intoxicação aguda no homem está em que as águas onde ocorrem florações têm sempre um aspecto repugnante, devido à cor intensamente verde que apresentam, bem como ao odor e gosto que resultam da putrefação desses organismos (BRANCO, 1986).

No Brasil, foram confirmados casos de envenenamento de animais e seres humanos durante “blooms” de cianofíceas pela deteriorização da qualidade das águas e aumento da eutrofização das fontes de abastecimento e reservatórios. Este problema intensificou-se devido a que a maior parte das fontes de abastecimento possuíam características ambientais propícias para o crescimento das cianofíceas durante o ano todo. Estas características incluíam alta intensidade luminosa, alta concentração de nutrientes, temperatura da água entre 15° e 30°C e pouco movimento da água (BEASLEY *et al.*, 1989 *ap.* AZEVEDO *et al.*, 1994).

Em 1995 aconteceu, no Brasil, uma intoxicação indireta através do consumo de água contendo *M. aeruginosa* que, ao decompôr, liberou a toxina Microcystina LR. Tal fato ocorreu em Caruaru (PE) e um grande número de pessoas, que faziam hemodiálise, em um hospital local, foram contaminadas pela água do reservatório que abastecia o hospital. A água proveniente da barragem do Rio Tabocas, mesmo após ser tratada, continha ainda a toxina Microcystina LR, a qual chegou às máquinas de hemodiálise contaminando os pacientes. Os pacientes, cerca de 52 pessoas, morreram de hepatite tóxica (CRUZ, 1996).

3.4.2.3. FLORAÇÕES

As florações algais geralmente são prejudiciais ao ambiente, tanto sob o ponto de vista ecológico quanto sanitário. A intensidade, a duração, a extensão das florações variam de acordo com as espécies, a época do ano e as características do habitat (PARRA *et al.*, 1980).

De acordo com TORGAN (1989), as florações que ocorrem nos distintos ambientes aquáticos no Brasil compõem-se basicamente de organismos pertencentes à divisão Cyanophyta seguida de Crysophyta e Chlorophyta, à semelhança do que ocorre em outras regiões do mundo. Dentro deste contexto, as espécies de cianofíceas de ocorrência mais freqüentes são *Anabaena circinalis* Rabh. ex Bornet & Flah., *A. spiroides* Kleb. var. *crassa* Lemm.(= *A. crassa*) e *Microcystis aeruginosa* Kütz. Porém, atualmente sabe-se que *Microcystis* cf. *lamelliformis* Hol. e *Cylindropermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seen. & Subba Raju também são de ocorrência freqüente em “blooms” no Brasil.

Em relação às espécies de *Microcystis*, as florações ocorrem geralmente durante períodos sem intensa ação dos ventos e com o aumento da temperatura da água. Tais “blooms” estão relacionados às seguintes condições ambientais: temperatura da água acima de 20°C; formação de termóclina, altos valores de pH na superfície e forte radiação solar por um período de tempo (SIHOTANG & OKINO, 1985).

A circulação da água também é um fator que colabora no desenvolvimento da floração pois, além de trazer nutrientes às camadas superiores e promover uma ampla distribuição do oxigênio na camada líquida, remove as populações algais que se encontram no fundo, em estado de vida latente ou em condições de heterotrofia, propiciando a sua afloração à superfície da água e com isso o seu desenvolvimento (TORGAN, 1989).

Outro fator importante é a capacidade de flutuação das células de muitas espécies, como é o caso de várias *Microcystis*, que ajuda na formação e na visualização das florações (TORGAN, 1989).

Como consequência da floração, observa-se: uma queda na concentração de nutrientes (OKINO, 1973); modificações da transparência e turbidez da água, com a alteração simultânea de seu gosto e odor e uma saturação de oxigênio, nas camadas superficiais dos corpos d'água, devida à intensa produção fotossintética das algas (TORGAN, 1989).

Em geral, em lagos e reservatórios cuja eutrofização é constante e intensa ano após ano, a duração das florações de *Microcystis* tende a aumentar, acabando por se instalar, em muitos casos, uma situação quase que permanente de “bloom” (OKINO, 1975).

3.5. RESERVATÓRIOS: UTILIZAÇÃO E MANEJO

A construção de reservatórios é umas das grandes experiências humanas na modificação dos ecossistemas naturais. Pequenos sistemas de acumulação de água com o propósito inicial de irrigação, controle de inundação e suprimento de água foram substituídos por maciços empreendimentos utilizados para a produção de energia elétrica e para inúmeras outras finalidades entre as quais se destacam: recreação, transporte, produção de biomassa, irrigação e suprimento de água (TUNDISI *et al.*, 1988).

A construção de reservatórios constitui, provavelmente, um dos mais expressivos exemplos de pressão e capacidade de interferência que o homem exerce sobre a natureza (MAROUELLI *et al.*, 1988).

O rápido aumento na construção de reservatórios, principalmente com finalidade de produção de energia elétrica e a grande dimensão desses ecossistemas artificiais têm produzido inúmeros problemas devido às alterações nos sistemas biológico, atmosférico, hidrológico e social (TUNDISI *et al.*, 1988).

O represamento de grandes volumes de água produz, como resposta do meio, uma adaptação das formações geológicas das áreas do reservatório, como consequência do

aumento das pressões hidrostáticas e das variações produzidas pela infiltração da água (MAROUELLI *et al.*, 1988).

Os reservatórios do Estado de São Paulo foram construídos durante o período de industrialização do Estado, devido ao aumento da população humana, desenvolvimento de indústrias de fertilizantes, agricultura em grande escala e aumento do número de centros urbanos. A posição geográfica dos reservatórios e a sequência de sua construção, produziu um sistema de alta sensibilidade ecológica (TUNDISI *et al.*, 1988).

Os reservatórios, sendo um sistema intermediário entre rios e lagos, são ecossistemas cujos limites funcionais e estruturais ocorrem numa sequência espacial e temporal, e esta organização pode refletir a intensidade do efluente (ALLAN & ATARR, 1982 *ap.* TUNDISI, 1988) e os usos do Reservatório (ACKERMAN *et al.*, 1973 *ap.* TUNDISI, 1988 e BAXTER, 1977 *ap.* TUNDISI, 1988)

Em muitos reservatórios, há uma permanente necessidade de regulação do nível com a finalidade de acoplar e acompanhar o volume com a geração de energia e com as necessidades dessa geração. Esta operação traz, como consequência, modificações a montante, uma vez que muitas porções do reservatório podem ficar no seco após uma intensa abertura das comportas (TUNDISI *et al.*, 1988).

O tempo de residência da água em reservatórios está diretamente relacionado com os sistemas de operação e, indiretamente, com o nível do reservatório. As variações no tempo de residência interagem com os seguintes processos: a) ciclos de nutrientes e processos de acúmulo de nitrogênio e fósforo no sedimento e na água; b) acúmulo de biomassa; c) acúmulo de elementos químicos, interferindo em inúmeras interações sedimento-água e d) crescimento de florações indesejáveis de cianofíceas (TUNDISI *et al.*, 1988).

De acordo com TUNDISI *et al.* (1988), a alteração do nível acarreta também uma perda considerável de organismos planctônicos e bentônicos e macrófitas submersas, produzindo modificações na dinâmica de nutrientes devido à rápida decomposição das macrófitas. Processos no sedimento também sofrem modificações com a diminuição do nível devido à retirada da interface água-sedimento.

A interface água-sedimento tem características extremamente importantes nos reservatórios, uma vez que pode funcionar como sistema regulador da concentração de nutrientes inorgânicos e íons na água, através dos processos químicos e bioquímicos que ocorrem no sedimento, na água sobrejacente e na água intersticial (TUNDISI *et al.*, 1988).

Os reservatórios usados como centro de recreação constituem-se em geradores de uma atividade rentável, como o turismo. Essa atividade provoca impactos ambientais que devem ser amenizados para preservar a qualidade da água (MAROUELLI *et al.*, 1988).

4. METODOLOGIA

4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

O Reservatório de Salto Grande (Fig. 1, 3, 4, 5 e 6), concluído em 1949, situa-se no Município de Americana, Estado de São Paulo (22° 44'20" S e 44° 19'52" W), a uma altitude de 530m. É formado pelo represamento do Rio Atibaia através da barragem de Salto Grande.

Tabela 1 - Características Morfométricas do Reservatório

Área	11,5km ²
Comprimento	17km
Perímetro	64km
Capacidade máxima de armazenamento	106 x 10 ⁶ m ³
Período de retenção médio	10 dias
Profundidade máxima	22m
Profundidade média	9m
Altura da barragem	25m
Comprimento da crista	228m

O Rio Atibaia recebe, antes do Município de Paulínia, os ribeirões Pinheiros e Anhumas onde são lançados os esgotos domésticos e industriais dos municípios de Valinhos e Campinas, respectivamente. Outras fontes poluidoras são chácaras, fazendas com gado, casas

de veraneio e clubes situados próximos ao Reservatório, bem como o produto da lixiviação do cultivo da cana-de-açúcar nas margens.

O Reservatório, construído inicialmente com finalidade hidroelétrica tendo capacidade de geração de 30 MW, é utilizado também para recreação e contribui para o abastecimento das cidades de Americana e Piracicaba através do Rio Piracicaba.

A região está sujeita a duas estações bem definidas, uma fria e seca (de abril a setembro) e outra quente e chuvosa (de outubro a março).

4.2. ESTAÇÕES DE COLETA E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM

De acordo com a Figura 2, os pontos selecionados foram: Praia Azul (1) que é próximo ao desagüe do Rio Atibaia, que traz uma grande carga orgânica proveniente do lançamento de esgotos domésticos e industriais dos municípios vizinhos (Campinas, Sumaré e Paulínia) e a Praia dos Namorados (2) que é utilizada para fins recreativos.

Estes pontos foram escolhidos devido às implicações ecológicas/sanitárias, ou seja, o ponto 1 está provavelmente na região mais poluída do Reservatório devido à proximidade do Rio Atibaia. Portanto, é importante avaliar as condições deste local quanto às variáveis físicas, químicas e climatológicas no período de estudo e a(s) possível(is) correlação(ões) com a presença das espécies de *Microcystis*.

Quanto ao ponto 2, que é utilizado intensamente pela população para fins recreativos, principalmente para a prática de esportes náuticos, a presença de *Microcystis* pode causar problemas de saúde como irritações e, inclusive, intoxicações.

As coletas foram realizadas quinzenalmente, de outubro de 1996 à março de 1997, no período da manhã e as amostras foram obtidas na superfície (profundidade de aproximadamente 0,5m). Para as amostragens quantitativas, foi utilizada uma garrafa de “Van Dorn” com capacidade de cinco litros. A coleta do fitoplâncton, para o estudo qualitativo de *Microcystis*, foi feito com o auxílio de uma rede de “nylon” de abertura de malha de 20µm.

Imediatamente após a coleta, ainda no barco, as amostras para as análises químicas foram armazenadas em isopor com gelo. As amostras para as análises biológicas foram preservadas com formol 4% e/ou lugol acético e embaladas.

As medidas do pH, condutividade e oxigênio dissolvido foram realizadas no laboratório da Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL), no próprio Reservatório. As análises do amônio, nitrato, nitrito, nitrogênio Kjeldahl, fosfato total dissolvido e ortofosfato dissolvido, fósforo total e material em suspensão foram efetuadas no laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil, da UNICAMP.

4.3. VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS

Os dados climatológicos referentes à temperatura do ar (°C), direção do vento a 2m e velocidade do vento foram obtidos no Instituto de Zootecnia de Nova Odessa, da Secretaria da Agricultura.

Os dados referentes à precipitação foram obtidos na CPFL.

4.4. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

4.4.1. VARIÁVEIS FÍSICAS

4.4.1.1. Temperatura da Água

A temperatura tem um papel importante na determinação da periodicidade das populações algais (LUND, 1965 *ap.* BELLINGER, 1979). Ela exerce, direta e indiretamente, efeitos fundamentais em fenômenos limnológicos, tais como na circulação de massa d'água, no metabolismo biótico e na cinética de compostos químicos da água (BRANCO, 1991). A temperatura tem também efeito na população algal no que se refere à *taxa de multiplicação*.

Por outro lado, a estabilidade das toxinas produzidas pela *Microcystis* pode ser também influenciada pela temperatura (COHEN, 1951).

As medidas de temperatura foram tomadas na superfície da massa d'água, com o uso de um termômetro INCOTERM e estão expressas em graus centígrados.

4.4.1.2. Transparência

A transparência da água, do ponto de vista óptico, pode ser considerada o oposto da turbidez. Ela é avaliada através da medida da profundidade média na qual o disco de Secchi desaparece e reaparece na água e é inversamente proporcional à quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos no caminho óptico (PREISENDORFER, 1986 *ap.* ESTEVES, 1988). A profundidade obtida (em metros) é denominada transparência de disco de Secchi (ESTEVES, 1988).

A profundidade do disco de Secchi pode também ser utilizada para avaliar a extensão da zona eufótica. Para tanto, multiplica-se o valor da profundidade do disco de Secchi pelo fator 3,0. O valor da profundidade do disco de Secchi corresponde de 15 a 20% da radiação superficial (VOLLENWEIDER, 1969 *ap.* ESTEVES, 1988). No Brasil, o fator 3,0 é o mais freqüentemente utilizado pelos limnólogos (ISHII, 1987 *ap.* ESTEVES, 1988).

A transparência da água, foi avaliada no campo usando-se um disco com diâmetro de 30cm, com quadrantes pretos e brancos alternados e fixo a uma corda graduada em centímetros. A observação foi feita na superfície da água, no lado sombreado do barco, com sol às costas do observador. Os valores da transparência estão expressos em centímetros.

4.4.2. VARIÁVEIS QUÍMICAS

4.4.2.1. Condutividade Elétrica

A *condutividade* é uma expressão numérica da capacidade de uma solução aquosa em conduzir corrente elétrica. Essa capacidade depende da presença de determinados íons, da concentração total e relativa, mobilidade e valência deles e da temperatura da água (APHA, 1992). Quanto maior for o número de íons em solução, maior será o valor da condutividade.

As medições de condutividade foram efetuadas com o aparelho DIGIMED, modelo CD-20, logo após a coleta, e os valores da condutividade estão expressos em micro-Siemens por cm ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$).

4.4.2.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

A intensidade do caráter ácido ou básico de uma solução, a uma dada temperatura, é indicado pelo *pH* ou atividade do íon hidrogênio (H^+). Por definição, o pH é o cologarítmo da concentração molar dos íons H^+ presentes na solução (APHA, 1992). O valor do pH e a sua variação são importantes pois refletem a atividade biológica e as mudanças na química da água.

O pH foi determinado utilizando-se um potenciômetro de bancada marca MICRONAL, modelo B-374, com precisão de 0,01 unidades, o qual foi calibrado com soluções tampão de pH 4,0 e 7,0. A determinação do pH foi efetuada logo após cada coleta.

4.4.2.3. Oxigênio Dissolvido

Os teores de oxigênio dissolvido dependem das atividades físicas, químicas e biológicas existentes no corpo d'água. Entre estas, destacam-se a atividade fotossintética, a respiração dos organismos aquáticos, a decomposição da matéria orgânica e a oxidação de íons metálicos (APHA, 1992).

A quantidade de oxigênio dissolvido é utilizada principalmente para o controle de poluição das águas e para verificar se há condições favoráveis para o crescimento e reprodução de uma população normal de peixes e outros organismos aquáticos (BRANCO, 1991).

O oxigênio dissolvido e a sua saturação dependem da altitude e da temperatura da água. Por esta razão, os valores fornecidos em porcentagem de saturação são mais significativos, pois levam em consideração essas duas variáveis do ambiente amostrado (BRANCO, 1991).

Para a determinação do oxigênio dissolvido, foi utilizado o método de Winkler de 1888, com a modificação pela azida (APHA, 1992). Optou-se pelo emprego deste método objetivando-se neutralizar a possível interferência causada pelo nitrito, a qual é comum em efluentes tratados biologicamente e em amostras de DBO incubadas (APHA, 1992).

As amostras foram coletadas em frascos de borossilicato com tampa esmerilhada, com capacidade de 300ml, com a utilização da garrafa de Van Dorn. No campo, logo após as coletas, o oxigênio das amostras foram fixadas com solução de sulfato manganoso e reagente alcali-iodeto-azida. A titulação com tiosulfato de sódio de 0,025N foi efetuada logo após a coleta, no laboratório da CPFL. Os resultados foram expressos em mg.l^{-1} de oxigênio.

4.4.2.4. Amônio

O *nitrogênio amoniacal*, é um constituinte natural das águas de superfície. É resultante da decomposição da matéria orgânica e da excreção por organismos aquáticos, sendo a principal fonte de nitrogênio e é absorvido diretamente pelo fitoplâncton (FOGG, 1966 *ap.* BRANCO, 1991; BONEY, 1976 *ap.* BRANCO, 1991; TAKAHASHI & SAIJO, 1981 *ap.* BRANCO, 1991). Na água, em valores de pH ácido e neutro, o amônio apresenta-se na forma predominante de íon amônio o qual, em altos níveis, é indicador de poluição de origem doméstica ou industrial (BATALHA & PRALATORE, 1977 *ap.* BRANCO, 1991).

As determinações do amônio foram efetuadas utilizando-se o método colorimétrico do fenato, de acordo com KOROLEFF (*ap.* BERTUGA-CERQUEIRA, 1995). A leitura foi feita em espectofotômetro, em cubeta de 1cm de caminho óptico, no comprimento de onda de 630nm e os resultados foram expressos em ug/l de nitrogênio.

4.4.2.5. Nitrito

Dentro do ciclo do nitrogênio, o nitrito representa apenas uma fase intermediária, proveniente da oxidação do amônio ou da redução do nitrato, reações estas que podem ocorrer em águas naturais ou em sistemas de tratamento de esgotos (APHA, 1992). A presença de nitritos pode também indicar a existência de poluição recente por despejos orgânicos (BRANCO, 1986).

O fitoplâncton pode assimilar nitrito em caso de escassez do íon amônio e nitrato. Neste caso, o nitrito é reduzido no interior da célula a amônio, por meio da enzima nitrito-reductase. Em altas concentrações, o nitrito é extremamente tóxico à maioria dos organismos aquáticos (McCARTHY & GOLDMAN, 1979 *ap.* ESTEVES, 1988).

A determinação do nitrito foi feita pelo método de reação com a sulfanilamida descrito por GOLTERMAN *et al.* (1978). Por esta metodologia, o nitrito é quantificado através de sua reação com a sulfanilamida, em meio fortemente ácido, formando um composto que reage quantitativamente com o biclorato de N-1-naftil-etilenodiamina. A reação tem como resultado final um composto colorido róseo, o qual é determinado espectrofotometricamente no comprimento de onda de 543nm, utilizando-se cubeta de 5cm de caminho óptico, sendo os resultados expressos em ug/l de nitrogênio.

4.4.2.6. Nitrato

O nitrato é incorporado aos ecossistemas aquáticos através de oxidações biológicas do nitrogênio atmosférico, degradação da matéria orgânica e drenagens de solos adubados. Uma vez na água, ele representa tanto o início como o fim do ciclo do nitrogênio. É usado diretamente nas atividades assimilatórias das algas e representa o produto final da decomposição aeróbica de moléculas nitrogenadas (LIND, 1974).

A determinação do nitrato foi feita seguindo-se o método da redução por cádmio, descrito por MACKERETH *et al.* (1978). O conteúdo de nitrato da amostra, quando entra em contato com o cádmio amalgamado, é reduzido quantitativamente à nitrito. Em seguida, o nitrito produzido é determinado através da reação com a sulfanilamida, segundo a metodologia anteriormente descrita para a análise de nitrito. Do valor final obtido subtrai-se a quantidade de nitrito presente na amostra antes da redução. A leitura foi feita espectrofotometricamente, em cubeta de 1cm de caminho óptico, no comprimento de onda de 543nm e os resultados foram expressos em ug/l de nitrogênio.

4.4.2.7. Ortofosfato Dissolvido (Fosfato Inorgânico) e Fosfato Total Dissolvido

Todo o fósforo presente nas águas, quer em íons ou formando complexos, encontra-se como fosfato. Este, por sua vez, ocorre sob diferentes formas, que podem ser classificadas para fins de análise em: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido, fosfato total dissolvido e fosfato total (ESTEVES, 1988).

Devido ao importante papel dos compostos de fósforo na eutrofização das águas, a concentração de fosfato total tem sido considerada como um importante parâmetro para estudos de ciclagem de nutrientes e classificação de lagos (NAUMANN, 1930 *ap.* ESTEVES, 1988). Ainda do ponto de vista limnológico, todas as formas de fosfato são importantes. No entanto, o fosfato inorgânico dissolvido (ortofosfato dissolvido) assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato que é rapidamente incorporada pelos microorganismos e reassimilada pela comunidade fitoplanctônica (ESTEVES, 1988).

Despejos orgânicos, especialmente esgotos domésticos, bem como alguns tipos de despejos industriais, são uma fonte importante de fosfato, principalmente devido à crescente utilização de certos tipos de detergentes (BRANCO, 1986).

Para a análise do ortofosfato dissolvido, foi utilizado o método do ácido ascórbico, descrito por GOLTERMAN *et al.* (1978). Inicialmente, as amostras foram filtradas em filtro Whatmann GF/C com a finalidade de separar as formas de fósforo dissolvidas das suspensas. Pelo método empregado, os ortofosfatos dissolvidos reagem com o molibdênio de amônio, em presença de tartarato de antimônio e potássio, formando um complexo antimônio-fosfomolibdico. Este complexo é reduzido pelo ácido ascórbico à um complexo molibdênico azulado, o qual é determinado espectrofotometricamente. A cor desenvolvida é proporcional ao fósforo presente e foi lida no comprimento de onda de 882nm, utilizando-se uma cubeta de 5cm de caminho óptico.

Para determinação do fosfato total dissolvido foi feita, preliminarmente, a digestão da amostra com o objetivo de oxidar a matéria orgânica presente e converter todo o fosfato à forma inorgânica solúvel, o ortofosfato. Esta digestão foi realizada autoclavando-se a amostra com persulfato de potássio por uma hora, à temperatura de 120°C (1atm). Em seguida, as amostras foram tratadas segundo a metodologia descrita acima para análise de ortofosfato. Os resultados foram expressos em ug/l de fósforo.

4.4.2.8. Fósforo Total

O fósforo total é a somatória do ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. O fósforo apresenta-se na forma orgânica enquanto os fosfatos na forma iônica (SAWYER, 1994).

A importância do fósforo nos sistemas biológicos deve-se a participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia e estruturação da membrana celular.

Para a maioria das águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido considerado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVES, 1988).

As amostras foram, preliminarmente, digeridas com ácido sulfúrico e ácido nítrico para oxidar a matéria orgânica. Após a digestão, as amostras foram analisadas segundo a metodologia do APHA (1992). As leituras foram feitas no comprimento de onda de 880nm, utilizando-se uma cubeta de 5cm de caminho óptico. Os resultados foram expressos em µg/l de fósforo.

4.4.2.9. Material em Suspensão

Os valores de sólidos em suspensão são utilizados para determinar o potencial poluidor dos esgotos domésticos e industriais. Do ponto de vista do controle de poluição dos rios, a remoção dos sólidos em suspensão é tão importante quanto a remoção de D.B.O.

Os sólidos totais não filtráveis (sólidos em suspensão) correspondem à porção do resíduo total retido em um filtro de fibra de vidro, tipo WHATMAN GF/C, que retém as

partículas de diâmetro de 1,2µm ou maior (APHA,1992). A quantidade de material coloidal não dissolvido e de material em suspensão aumentam com o grau de poluição.

Para obter os valores dos sólidos em suspensão, foi filtrado 500ml das amostras em filtro tipo WHATMAN GF/C, previamente secos a 103-105° C em estufa, resfriados em dessecador e pesados em balança analítica (P₀). Os filtros foram calcinados a uma temperatura de 550°C em mufla, por uma hora, resfriados em dessecador e pesados em balança analítica (P₁). Os resultados foram expressos em mg/l de sólidos em suspensão.

4.5. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS

4.5.1. CLOROFILA-*a*

A determinação dos pigmentos clorofilianos se relaciona com a biomassa do fitoplâncton, sua produtividade, bem como com o seu estado fisiológico.

A concentração de clorofila está relacionada com a capacidade fotossintetizante dos produtores primários dos ecossistemas aquáticos. Medidas indiretas da biomassa algal são realizadas a partir da própria concentração da clorofila-*a*, uma vez que ela constitui cerca de 1 a 2% do peso seco total das algas (APHA, 1992).

A concentração de clorofila-*a* foi determinada segundo a técnica descrita na Nedelandse Norm - NEN 6520, 1981, baseada em NUSCH & PALME (1975), MOED & HALLEGRAEFF (1978) E NUSCH (1980).

Após a coleta, as amostras foram filtradas à vácuo em filtros tipo WHATMAN GF/C. Os filtros, após a filtragem, foram acondicionados em envelopes de papel e colocados em frascos escuros, com sílica gel e foram conservados a baixa temperatura (-20°C).

A extração do pigmento foi feita utilizando-se como solvente, um volume de 10ml de etanol 80% a quente (75°C), sob baixa iluminação. Para finalizar esta etapa, foi provocado um choque térmico em água fria.

As absorbâncias das amostras foram lidas no espectrofotômetro, nos comprimentos de onda 665nm e 750nm, utilizando-se uma cubeta de 1cm de caminho óptico. Os resultados são expressos em ug/l.

4.5.2. ESTUDO QUALITATIVO E FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA DAS POPULAÇÕES DE *Microcystis*

Para o estudo qualitativo das populações de *Microcystis*, foram feitas lâminas do material coletado com rede de plâncton, principalmente das massas de cianofíceas que ficam normalmente na parte superficial dos frascos de amostras. Estas populações foram estudadas com o auxílio de um microscópio ZEISS (Germany), tipo Axioskop, equipado com contraste-de-fase e câmara-clara dotada de “zoom”, filtros e equipamento fotográfico. As medidas convencionais foram tomadas com uma régua micrometrada acoplada ao sistema óptico deste microscópio, que tem o seu aumento médio máximo de 2560 vezes. A identificação das populações foi feita com o auxílio de literatura especializada, seguindo-se o sistema de classificação de ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK (1988). Os principais autores utilizados foram: GEITLER (1932), DESIKACHARY (1959) e KOMÁREK (1991).

A frequência de ocorrência das diferentes populações de *Microcystis* foi obtida a partir da contagem de pelo menos de 400 colônias por amostra. Para tanto, foram feitas tantas lâminas do material quantas necessárias para atingir-se o número mínimo de 400 colônias

Em cada lâmina, foram contadas, ao longo de transectos em toda a extensão da lamínula, colônias de *Microcystis* que apareceram em cada campo visual. Para evidenciá-las, foi usado nanquim nas preparações efetuadas. A contagem foi feita com o auxílio de um microscópio marca NIKON, em aumento de 10 vezes e a frequência de cada população foi expressa em porcentagem.

5. RESULTADOS

5.1. VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS

5.1.1. Precipitação

Os valores da precipitação em mm de chuva, no período estudado, e o total de precipitação, mês a mês estão representados na fig. 7 (tab. 2).

Em relação ao volume de precipitação dos dias anteriores aos das coletas, observou-se que vários dias não houve chuvas, o mesmo ocorrendo quanto aos dias de coleta. Quanto ao maior volume de precipitação observado, em relação aos dias anteriores de coleta foi da ordem de 70,9mm, no dia 09/01/97. Porém nos dias de coleta, o menor volume foi de 5,2mm, no dia 09/12/96.

5.1.2. Temperatura do ar

As variações de temperatura máxima e mínima do ar, nos dias de coleta, estão representadas na fig. 8 (tab. 2). A máxima ficou em torno de 32°C (04/02/97) e a mínima foi de 14,5°C (29/10/96).

A maior diferença entre a máxima e a mínima, de 16,2°C, ocorreu no dia 29/10/96 e a menor, de 9,4°C, ocorreu no dia 09/01/97.

5.1.3. Direção do Vento

A direção predominante do vento foi NE/SO, conforme representado na tab. 2.

5.2. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

5.2.1. VARIÁVEIS FÍSICAS

5.2.1.1. Temperatura da Água

Os perfis de temperatura da água e os respectivos valores estão representados nas fig. 9 a 19, tab. 2. As temperaturas mínimas, nos pontos 1 e 2, foram registradas no dia 08/10/96, correspondendo, respectivamente, a 22° e 23°C. As temperaturas máximas, nos pontos 1 e 2, foram registradas no dia 09/01/97, correspondendo, respectivamente, a 29° e 29,5°C.

O perfil térmico mostrou-se bastante variável apresentando isoterminia com aumento na superfície, provavelmente devido a insolação. Nos pontos P(1), nos dias 08/10/96, 09/01/97 e 04/02/97; e em P(2), nos dias 29/10/96, 12 e 25/11/96, 04/02/97 e 18/02/97.

O perfil térmico mostrou-se estratificado nos meses de outubro/96, janeiro/97 e março/97 no ponto P(2) e no ponto P(1) em: 29/10/96, 12 e 25/11/96, 10/12/96, 21/01/97 e 18/03/97.

O ponto P(1), nos dias 18/02/97 e 04/03/97 (até 6m) apresentou isoterminia.

O ponto P(2), em 08/10/96 e 10/12/96 apresentou anisoterminia.

Não houve padrão constante de diferença de temperatura (máxima e mínima), no período estudado.

5.2.1.2. Transparência da Água

O menor valor observado, nos pontos 1 e 2, foi de 0,90m no dia 04/02/97 e os maiores valores no ponto 1 e 2 foram, respectivamente, de 3,30m e 3,60m, ambos no dia 29/10/96.

O gráfico e a tabela com os valores da transparência da água estão representados na fig. 20 e na tab. 4, respectivamente.

5.2.2. VARIÁVEIS QUÍMICAS

5.2.2.1. Condutividade Elétrica

A fig. 21 mostra o gráfico da variação da condutividade elétrica no período estudado e a tab. 3 exibe os valores respectivos.

A máxima encontrada no ponto 1 foi de 212,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no dia 10/12/96 e no ponto 2 foi de 204 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no dia 08/10/96.

Observou-se que os valores de condutividade do ponto 1 foram sempre maiores que os valores do ponto 2.

A mínima encontrada no ponto 1 foi de 91,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e no ponto 2 foi de 87,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ambos no dia 04/02/97.

5.2.2.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH no período estudado estão listados na tab. 3 e o gráfico respectivo na fig. 22.

No período estudado, os valores de pH, tanto para o ponto (1) quanto para o ponto (2), variaram de ligeiramente ácido a básico,

5.2.2.3. Oxigênio Dissolvido

No ponto 1, os valores variaram de 2,05mg/l de O₂ no dia 04/03/97 a 10,48 mg/l de O₂ no dia 09/01/97. No ponto 2 os valores variaram de 4,37 mg/l de O₂ no dia 04/03/97 a 9,32 mg/l de O₂ no dia 12/11/96.

Os gráficos e os valores estão representados, respectivamente, na fig. 23 e na tab. 3.

5.2.2.4. Amônio

No ponto 1 as concentrações variaram de 201,06ug/l a 394,17ug/l. No ponto 2 as concentrações variaram de 109,48ug/l a 304,16ug/l.

Os gráficos e os valores estão representados, respectivamente, na fig. 24 e na tabela 3.

5.2.2.5. Nitrito

No ponto 1, as concentrações variaram de 57,17ug/l (29/10/96) a 64,19ug/l (18/03/97). No ponto 2, as concentrações variaram de 58,13ug/l (08/10/96) a 65,19ug/l (21/01/97). As concentrações estão representadas na tab. 3 e os gráficos na fig. 25.

5.2.2.6. Nitrato

Para o nitrato, as maiores concentrações foram de 808,92 µg/l (ponto 1, 04/03/97) e 681,10 µg/l (ponto 2, 08/10/96). As menores ocorreram, respectivamente nos ponto 1 e 2, no dia 12/11/96, 322,18µg/l e 592,66 µg/l. Os valores estão listados na tab. 3, e os gráficos representados na fig. 26.

5.2.2.7. Ortofosfato Dissolvido (Fosfato Inorgânico)

Para o ortofosfato, as maiores concentrações foram de 52,91 µg/l (ponto 1, 09/01/97) e 41,02 µg/l (ponto 2, 04/02/97) e as menores concentrações foram: no ponto 1, 12,32µg/l no dia 08/10/96 e no ponto 2, 20,90µg/l no dia 29/10/96. Os valores do fosfato inorgânico estão na tab. 4 e os gráficos na fig. 27.

5.2.2.8. Fosfato Total Dissolvido

No ponto 1, as concentrações variaram de 30,92µg/l no dia 08/10/96 a 94,47 µg/l no dia 04/02/97. No ponto 2, as concentrações variaram de 51,15µg/l no dia 18/02/97 a 80,47µg/l no dia 25/11/96. Os gráficos estão na fig. 28 e as concentrações estão representadas na tab. 4.

5.2.2.9. Fósforo Total

Para o fósforo total, as concentrações no ponto 1 variaram de 181,97µg/l (10/12/96) a 272,10µg/l (25/11/96). No ponto 2, as concentrações variaram de 211,46µg/l (09/01/97) a 262,42µg/l (10/12/96). Os valores das concentrações estão representadas na na tab. 4 e a fig. 29 mostra os gráficos.

5.2.2.10. Material em Suspensão

No ponto 1, as concentrações variaram de 4,0mg/l (29/10/96) a 40,0mg/l (09/01/97). No ponto 2, as concentrações variaram de 9,0mg/l (18/02/97) a 29,75 mg/l (04/02/97). Os gráficos do material em suspensão estão na fig. 30 e as concentrações estão representadas na tab. 4.

5.3. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS

5.3.1. Clorofila-*a*

No ponto (1), as concentrações variaram de 2,09µg/l no dia 04/02/97 a 132,18µg/l no dia 09/01/97. No ponto (2), as concentrações variaram de 7,76µg/l no dia 08/10/96 a 83,91µg/l no dia 12/11/96. Os gráficos estão na fig. 31 e as concentrações estão na tabela 4.

5.3.2. Populações de *Microcystis* presentes no Reservatório de Salto Grande

Do exame de diversas amostras qualitativas coletadas durante o período de estudo, foi possível o reconhecimento de pelo menos três populações de *Microcystis* no Reservatório de Salto Grande. As populações, com as respectivas identificações (algumas ainda provisórias), estão ordenadas a seguir:

a) *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. (fig.34, a-d): colônias irregulares micro a macroscópicas, de coloração escura, borda irregular; quando jovens aproximadamente esféricas, tornando-se alongadas, clatradas, terminando com células esparsas em uma bainha mucilagínosa; mucilagem ampla, espessa e incolor, visível com o auxílio de nanquim; células

em colônias jovens fortemente agregadas, ficando mais frouxas em colônias mais velhas, geralmente dispostas a mais de 10µm da borda da mucilagem, presença visível de aerótopos, constantes durante todas as fases; diâm. celular (4,6-)4,9-6,1µm.; espécie muito bem conhecida na literatura e bem documentada para o Brasil;

b) *Microcystis* cf. *lamelliformis* (fig. 35, a-d): colônias microscópicas, de coloração amarronzada, borda limitada; aproximadamente esféricas quando jovens, tornando-se alongadas, mas raramente clatradas, quando mais velhas; colônias-filhas originando-se por despregamento de pequenas massas esféricas da colônia-mãe; mucilagem escarsa, transparente, incolor, estreita, dificilmente visível mesmo com o auxílio de nanquim; células em colônias jovens fortemente agregadas, ficando mais frouxas em colônias mais velhas, geralmente dispostas a 1-5µm da borda da mucilagem, presença visível de aerótopos, constantes durante todas as fases; diâm. celular (2,7-)2,9-3,4(-3,8)µm; os espécimes do Reservatório de Salto Grande diferem do material encontrado e descrito por HOLSINGER (1954 *ap.* DESIKACHARY, 1959), pelo formato das colônias, que raramente são lenticulares como na descrição original, pela mucilagem colonial que nunca foi observada no material paulista como sendo ampla e pelas medidas do diâmetro celular um pouco menores que em *M. lamelliformis* Hols.;

c) *Microcystis* sp. (fig. 36, a-d): colônias microscópicas, de coloração marron-escura, borda indistinta, dificilmente observável; colônias jovens ou adultas sem forma, irregulares, clatradas; mucilagem tênue, estreita, incolor, não corável com nanquim; células em geral frouxamente agregadas nas colônia, mas distribuindo-se perfeitamente em fileiras não-ordenadas, mas distinguíveis, geralmente dispostas a menos de 1µm da borda da mucilagem, presença visível de aerótopos, constantes durante todas as fases; diâm. celular (3,8-)4,0-4,9(-5,2)µm; ainda não foi possível chegar-se à uma conclusão sobre a provável identificação destes espécimes, principalmente devido à organização das células em fileiras; pode ser que se trate de um táxon novo para a Ciência;

Estas três populações são reconhecíveis nas amostras sempre que estas forem coradas com nanquim. *M. aeruginosa* difere de *M. cf. lamelliformis* fundamentalmente pelo diâmetro celular que é bem superior, pela ampla e espessa bainha mucilaginosa e pelo arranjo irregular das células nas bordas da colônia. Por outro lado a ontogenia das colônias em *M. aeruginosa* é

totalmente diferente de *M. cf. lamelliformis*. Na primeira, parte-se de uma colônia-filha pequena, irregular, com células fortemente agregadas na parte central da mucilagem que, com o tempo, vão se expandindo, aumentando os limites da colônia, fragmentando-se ou chegando à um estágio, aparentemente final, onde as células ficam amplamente dispersas na bainha mucilagínosa (fig. 34, d; fig. 35,d). No caso de *M. cf. lamelliformis*, as colônias-filhas destacam-se como colônias muito pequenas (fig. 35, c), geralmente quase esféricas, com as células um pouco mais agregadas que nas colônias-adultas. Estas, em geral, perdem o formato esférico característico, ficando alongadas ou simplesmente irregulares quanto à forma. Porém, raramente foram encontradas colônias-adultas significativamente grandes (fig. 34, d; fig. 36, d).

Quanto à *Microcystis* sp., difere das duas espécies anteriores pelas dimensões celulares que são, aproximadamente, intermediárias entre aquelas de *M. aeruginosa* e *M. cf. lamelliformis*; pela cor marron-escuro, mais forte que *M. cf. lamelliformis* mas de tonalidade diferente quando comparada com *M. aeruginosa*; mas principalmente pela quase total ausência de visualização da mucilagem e bordas da colônia irregulares e pelo arranjo das células em fileiras, não-ordenadas, nas colônias (fig. 36, a-d).

5.3.3. Frequência de ocorrência das diferentes populações de *Microcystis*

Microcystis aeruginosa teve sempre uma frequência de ocorrência muito superior às de *Microcystis* sp. e *Microcystis cf. lamelliformis* sendo que, no ponto 2, esta frequência foi geralmente maior que 90% entre as colônias contadas.

Os resultados das contagens das três populações de *Microcystis*, que ocorreram no Reservatório de Salto Grande, nos pontos 1 e 2, estão representados nas tab. 5 e 6. As frequências de ocorrência, em termos de porcentagem, estão representadas nas tab. 7 e 8. As figuras 35 e 36 exibem os gráficos relativos às frequências.

6. DISCUSSÃO

6.1. VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS

A direção principal da correnteza do rio é de SE/NO o que contrasta com a direção predominante dos ventos no período amostrado que foi de NE/SO. Isto pode ter criado um vetor na direção L/O que seria a resultante mais provável para o deslocamento das massas de algas na superfície da água, aproximando-as das praias Azul e dos Namorados, locais de recreação popular.

A temperatura do ar, com exceção de outubro/96, foi superior a 28°C o que é de se esperar em se tratando de uma época de primavera/verão. Precipitações elevadas ocorreram no período, com exceção do mês de março. Porém, nos dias de coletas e nos dias anteriores as precipitações foram, em geral, baixas havendo, muitas vezes, ausência de precipitação. Comparando-se os dados obtidos por DEBERDT (1997) nos mesmos meses no ano anterior, verifica-se que nos meses de fevereiro e março de 1997 houve uma significativa redução em volume de chuva, o que configurou uma situação atípica.

6.2. VARIÁVEIS FÍSICAS

O perfil térmico apresentou diferentes padrões variando desde estratificado a isoterminia, apesar da condição estratificada ser a mais comum.

De acordo com BRANCO (1991), nos meses da estação chuvosa há uma tendência de estratificação térmica do perfil havendo a formação de uma camada epilimética com temperatura mais elevada devido ao efeito da radiação solar e uma camada hipolimética com

temperaturas menores e mais densa e em profundidade, o que foi observado no caso do Reservatório de Salto Grande quando houve estratificação.

Por outro lado, em relação à transparência da água, ao material em suspensão e à precipitação, foi possível constatar-se que os valores de transparência da água estão indiretamente relacionados ao aumento nos valores do material em suspensão e à precipitação. Isto ficou claramente evidenciado quando no mês de dezembro houve um forte decréscimo dos valores de transparência, devido à ocorrência do maior valor de precipitação e, conseqüentemente, um aumento nos valores de material em suspensão. Em contrapartida, no ano de 1997, houve uma antecipação do início do período de estiagem (fevereiro) quando verificou-se um decréscimo acentuado nos valores de material em suspensão e um aumento da transparência devido à forte diminuição da precipitação. Esta mesma situação já havia sido constatada por DEBERDT (1997), ao levantar dados intensivos para o Reservatório de Salto Grande durante uma semana em Janeiro/96.

6.3. VARIÁVEIS QUÍMICAS

A condutividade pode ser considerada como um indicador dos processos que ocorrem na massa d'água, tais como a decomposição da matéria orgânica (BRANCO, 1991).

De acordo com os resultados obtidos, a gradual diminuição dos valores, observada de outubro/96 até fevereiro/97, pode ser creditada à diluição ocorrida devido às chuvas o que provocou, conseqüentemente, uma diluição das cargas poluidoras. Por outro lado, a diferença entre os pontos (1) e (2) pode ser explicada devido, provavelmente, ao fato do ponto (1) estar mais próximo às fontes poluidoras (Rio Atibaia, principalmente), o que elevaria sensivelmente os valores da condutividade no local.

Comparando-se os valores da condutividade para o mês de Janeiro/97 com aqueles obtidos por DEBERDT (1997) para o mesmo mês, em 1996, verifica-se que estão razoavelmente próximos. Porém, se compararmos a média dos valores nos meses estudados (162,74 μ S/cm, ponto (1) e 149,70 μ S/cm, ponto (2)) com a tabela de valores médios de condutividade para algumas represas do Rio Tietê (TUNDISI, 1981) observa-se que o Reservatório de Salto Grande apresenta valores intermediários entre as represas da porção



superior do Rio Tietê e aquelas da porção inferior. Os valores do Reservatório de Salto Grande podem ser considerados, de acordo com TUNDISI (1988), como indicativos de um estado hipereutrófico.

Em relação ao pH, esta variável assume, nos ambientes aquáticos, uma grande importância devido à sua estreita relação com processos físicos e químicos, como por exemplo o sistema tampão CO_2 , bem como tem ação direta sobre diversos organismos aquáticos (ESTEVES, 1988). Comparando-se os valores de pH entre o ponto (2) (Janeiro/97) com aqueles obtidos por DEBERDT (1997) no mês de Janeiro/96 para ao seu ponto de coleta (ambos muito próximos), é possível de se observar que a variação das medidas daquela autora está em uma estreita faixa de acidez, próxima à condição de neutralidade, ao passo que as medidas no presente trabalho são mais amplas, variando desde uma condição de ligeira acidez até uma condição básica média (9,27). De qualquer modo, os valores médios de pH para o ponto (1) (7,29) e ponto (2) (7,8) são muito próximos ao valor considerado por TUNDISI (1981) (7,7) para este mesmo reservatório, não diferindo muito dos valores médios para os reservatórios de Barra Bonita e Promissão (ambos considerados como eutróficos de acordo com TUNDISI 1988).

Quanto aos valores de oxigênio dissolvido, estes variaram intensamente durante o período estudado, porém foram bastante próximos aos valores obtidos por DEBERDT (1997) para a superfície. Sabe-se que o oxigênio dissolvido, dentre as variáveis limnológicas, apresenta as maiores variações diárias no epilânio (enquanto que o hipolânio é pouco afetado pelos processo de produção de oxigênio) por estar diretamente envolvido com os processos de fotossíntese e respiração e/ou decomposição os quais, por sua vez, estão também relacionados com o fotoperíodo, intensidade luminosa e temperatura. Assim, pode-se dizer que as variações diárias de oxigênio estão diretamente acopladas a estas variáveis, podendo, no entanto, outros fatores como os ventos e as chuvas, terem importância eventual (ESTEVES, 1988). Dentre os valores de oxigênio dissolvido citados para alguns reservatórios do Estado de São Paulo, aqueles encontrados para o Reservatório de Salto Grande, na superfície, são muito semelhantes aos citados por TUNDISI (1981) para o reservatório de Água Vermelha (porção inferior do Sistema do Rio Grande).

Em relação aos componentes nitrogenados disponíveis para o crescimento do fitoplâncton, estes, segundo FOGG (1982), podem provir de três fontes principais: nitrogênio inorgânico dissolvido reciclado nas camadas superficiais do meio aquático, o reciclado nas

camadas mais profundas e trazido à superfície nas circulações da massa d'água e o que é trazido com o fluxo de rios e de águas subterrâneas. O amônio, em especial, provém principalmente de efluentes de estações de tratamento de esgotos e também de fontes menores tais como da decomposição de matéria orgânica, resíduos de criação animal, fertilizantes e "runoff" urbano (WHO, 1986).

Em lagos eutróficos, de acordo com HARRIS (1986), tanto o amônio quanto o nitrato podem tornar-se abundantes devido ao processo de decomposição, da matéria orgânica existente nas camadas mais profundas, pouco oxigenadas e nos sedimentos. Segundo este mesmo autor, o acúmulo de amônio no hipolimnio é particularmente intenso em lagos que recebem efluentes de unidades de tratamento de esgotos municipais.

Assim, em geral, o amônio é "preferido" ao nitrato pelo fitoplâncton, como fonte de nitrogênio, porque ele pode ser mais facilmente assimilado com menores custos energéticos (NOGUEIRA, 1997).

Com relação aos principais nutrientes, as concentrações de amônio foram baixas no período estudado. No entanto, na época de maior precipitação, a diminuição dos valores de amônio provavelmente possa ser explicado devido à diluição de toda a carga de nutrientes, e/ou por este composto ser um gás, difunde-se para atmosfera, podendo acarretar significativas perdas de nitrogênio do ecossistema aquático. Tem-se também que levar em consideração que a camada superficial, rica em oxigênio dissolvido, é um ambiente oxidante, o que provavelmente colabora para que o amônio transforme-se em nitrato.

Comparando-se os resultados de amônio para o mês de janeiro/97 com os valores obtidos por DEBERDT (1997) para o mesmo mês, em 1996, verifica-se que estão relativamente próximos.

As variações observadas nos valores de amônio também devem ter influenciado a dinâmica dos dois outros compostos nitrogenados analisados: nitrito e nitrato.

Em lagos tropicais, a concentração e a distribuição de nitrato parecem estar diretamente relacionada com o grau de oxigenação da coluna d'água (ESTEVES, 1988).

Segundo este autor, o nitrato é encontrado em baixas concentrações, notadamente em ambientes oxigenados.

Considerando-se os valores obtidos por DEBERDT (1997), nota-se que no Reservatório de Salto Grande as concentrações de nitrato encontraram-se relativamente próximas para o mesmo período, no ano anterior. Porém, nota-se que comparando-se com GALVÃO (1981), houve, no Reservatório de Salto Grande, um aumento significativo nas concentrações de nitrato e nitrito e uma diminuição na de amônio ao longo destes anos. Nos meses de maior precipitação, a concentração de nitrato diminuiu, a qual também pode ser atribuída à pluviosidade. Ressalta-se que a precipitação atuaria da mesma maneira, diluindo a carga de nitrogênio afluyente ao reservatório.

No ponto (1), no mês de outubro/96 e março/96, houve um aumento do nitrato, o qual deve ter sido ocasionado principalmente pelos altos valores de amônio. Nesse mesmo período, verificou-se uma diminuição nas concentrações de clorofila- *a*.

Quanto ao nitrito, é um composto quimicamente instável em águas contendo oxigênio dissolvido e seu aparecimento, em geral, é transitório, verificando-se somente no momento em que ocorre a degradação da matéria orgânica. A presença de nitrito, apesar de poder ser indicativa de poluição recente, nem sempre revela a existência de despejos orgânicos, pois a decomposição de restos vegetais também leva à sua formação (BRANCO, 1986).

As concentrações de nitrito variaram muito pouco, estando próximas às encontradas por DEBERDT (1997), no Reservatório de Salto Grande, no ano anterior, no mesmo período.

Em relação ao fósforo, em águas continentais, ele tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial (SHAPIRO, 1984).

De acordo com BRANCO (1991), as disponibilidades de fósforo nos lagos se mostram, inicialmente, proporcionais às cargas externas que recebem dos tributários e afluentes diversos. Mas, essa proporcionalidade pode deixar de existir a partir do momento em que as substâncias fosfatadas, anteriormente fixadas no sedimento, começam a ser liberadas devido à perda de oxigênio pelo hipolímnio, durante a estratificação.

De acordo com ESTEVES (1988), a liberação da maior parte dos fosfatos presentes em detritos ocorre ainda no epilânio, mesmo antes de serem sedimentados. Outra parte pode depositar-se nos sedimentos e, conforme as condições na interface água-sedimento, ser retida ou liberada para a coluna d'água. Deste modo, a quantidade de fosfato reciclado ao ambiente depende das condições físicas e químicas do meio e da taxa de decomposição da matéria orgânica.

O tempo de retenção também pode influir sobre os teores de fosfatos. Quando as águas são retidas por muito tempo pode haver redução de fosfatos por precipitação ou pela incorporação em organismos aquáticos (BRANCO, 1991). Além desses fatores, em ecossistemas tropicais, a adsorção de fosfatos às argilas aportadas da bacia de drenagem também reduz a concentração desses compostos na água. A liberação do íon fosfato, para coluna d'água, ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e sobretudo em anaerobiose (ESTEVES, 1988).

O aporte de fosfatos pode inclusive regular o estado trófico de muitos lagos e o controle dos efluentes causadores desse aporte tem sido o principal mecanismo utilizado para reverter o processo da eutrofização (BRANCO, 1991).

Em lagos mesotróficos e eutróficos, a circulação da massa d'água é que vai permitir o aporte de significativa quantidade de fosfatos para as camadas superficiais (HARRIS, 1986).

A presença de ortofosfatos na água depende da densidade e da atividade dos organismos fitoplanctônicos, os quais, durante a fotossíntese, assimilam grandes quantidades desses compostos. Em lagos tropicais, a temperatura elevada acentua o metabolismo dos organismos, fazendo com que os ortofosfatos sejam assimilados rapidamente e, em geral, excetuando-se os ambientes eutrofizados, as concentrações encontradas são relativamente pequenas.

Segundo HARRIS (1986), em águas eutróficas o aporte externo de fósforo pode exceder as necessidades do fitoplâncton e, nesse caso, uma certa quantidade de fosfato inorgânico dissolvido pode ser encontrada nas águas superficiais.

No período estudado, observou-se que os teores de fosfato total dissolvido e ortofosfato variaram significativamente e, quando comparadas com GALVÃO (1981), os mesmos foram inferiores. Porém, se comparadas com DEBERDT (1997) os valores foram semelhantes, para o mesmo período, no ano anterior.

Em relação às concentrações de fósforo total, estas aumentaram quando comparadas com DEBERDT (1997) para o mesmo período, no ano anterior. Com esses valores, segundo TUNDISI (1988), pode-se considerar o Reservatório de Salto Grande como hipereutrófico.

6.4 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS

A clorofila-*a* é o pigmento fotossintético mais comum entre as algas planctônicas. Ela é utilizada em estudos de plâncton como um índice de biomassa fitoplanctônica e para calcular a biomassa de carbono e a produtividade específica, os quais, por sua vez, estão relacionados com as condições gerais de ciclagem de nutrientes (BRANCO, 1991).

A avaliação dos valores da clorofila-*a* é considerada como a medida mais efetiva da resposta de um ambiente aquático frente à eutrofização. A análise da evolução das concentrações desse pigmento foi utilizada por vários autores para testemunhar a eutrofização de diversos lagos e reservatórios (BRANCO, 1991).

Vale ressaltar que altos valores de clorofila-*a* em função da biomassa de cianofíceas, foram encontrados em outros reservatórios eutróficos (HERGENRADER 1980). Este autor, estudando o efeito da eutrofização sobre o fitoplâncton de quatro reservatórios nos E.U.A., verificou que, além da clorofila-*a* ter estado relacionada significativamente com a idade dos reservatórios, em todos eles as variações de clorofila *a* foram reflexos das flutuações na abundância das cianofíceas dominantes.

Como já discutido anteriormente, a comunidade fitoplanctônica, dominada principalmente por cianofíceas, é uma característica de lagos eutróficos, nos quais as espécies oportunistas desse grupo são favorecidas pelas altas concentrações de nutrientes (HERGENRADER, 1980).

Segundo TUNDISI (1988), o Reservatório de Salto Grande, no período estudado, pode ser considerado eutrófico devido aos valores de concentração de clorofila-*a* encontrados. Se comparadas com DEBERDT (1997), para o mesmo período, no ano anterior, notou-se que as concentrações de clorofila-*a* aumentaram.

Populações de *Microcystis* presentes no Reservatório de Salto Grande

A primordial característica das comunidades fitoplanctônicas é a coexistência simultânea de numerosas populações de espécies diferentes em um mesmo habitat aquático. Cada espécie tem um “nicho” baseado na relação de suas necessidades fisiológicas com as variações dos fatores físicos, químicos e biológicos do meio.

Movimentos da água causados pelas flutuações no nível d'água ou pela turbulência são definitivos para a presença de alguns táxons em diferentes posições dentro do corpo d'água. Fatores estressantes determinam o sucesso de certas estratégias do fitoplâncton num reservatório, como: altas taxas de crescimento para dominar e epilímnio, mobilidade para permanecer na zona fótica, variabilidade morfológica para colonizar diferentes habitats e desenvolvimento de longos talos mucilaginosos para competir pela luz e nutrientes. Essas estratégias são resultados da habilidade de cada espécie em responder às mudanças das combinações dos fatores físicos e químicos do ambiente (CASCO & TOJA, 1994 *ap.* DEBERDT, 1997).

Segundo BOWLING (1994), as cianofíceas podem ter uma vantagem competitiva sobre os outros grupos planctônicos em águas túrbidas: a) por sua habilidade em permanecer perto da superfície, obtendo assim luz suficiente para a fotossíntese e b) por apresentar pigmentos especiais - ficocianinas - que as tornam capazes de utilizar melhor a luz no comprimento de onda vermelho predominante em águas túrbidas.

Dentre as diversas espécies de cianofíceas tóxicas, *Microcystis aeruginosa* predominou no Reservatório de Salto Grande. Sua importância deve-se ao fato de que a sua toxicidade pode ocorrer ou não dependendo da modificação das variáveis ambientais (WATANABE & OISHI, 1985).

A quantificação da ocorrência das diferentes populações de *Microcystis* no Reservatório de Salto Grande, nos dois pontos amostrados, revelou a enorme predominância de *M. aeruginosa* em relação às populações de *M. cf. lamelliformis* e *Microcystis* sp. Isto de certo modo já era esperado, visto que a literatura especializada em geral só faz referência à ocorrência de *M. aeruginosa* em ambientes planctônicos eutrofizados, seja de lagos ou de reservatórios e as outras duas populações, ainda que não totalmente definidas taxonomicamente, nunca foram referidas para o nosso país e nem como ocorrentes em “blooms”.

Se por um lado confirma-se uma vez mais a importância ecológica/limnológica de *M. aeruginosa*, principalmente para ambientes tropicais, por outro começa a ser preocupante a presença de populações diferentes de *M. aeruginosa* em nossos reservatórios, pois ainda não temos estudos taxonômicos, limnológicos e sanitários adequados para poder monitorá-las, caso venham a se tornar problemáticas do ponto de vista sanitário/ecológico.

No Reservatório de Salto Grande, no período de chuvas, pode-se dizer que *M. aeruginosa* pode estar relacionada à temperatura elevada do ar (durante todo o período de estudo) e à maior pluviosidade, tão característica desta época, apesar do volume de chuvas ter sido menor do que o normalmente referido em literatura, pelo menos para alguns meses.

O grande desenvolvimento de *Microcystis aeruginosa* também foi favorecido, no Reservatório de Salto Grande, durante o período amostrado, por valores de pH variando desde aqueles muito próximos da neutralidade até condições de basicidade média. Sabe-se por informações em literatura SHAPIRO (1973, 1984, 1990), PAERL (1988), KLEMER (1991), KÖHLER (1992), NOGUEIRA (1997), entre outros, que as cianofíceas mostram, geralmente, um crescimento negativo frente às condições de pH ácido ($\text{pH} < 6,0$), podendo ser rapidamente substituídas pelo fitoplâncton eucariótico e uma dominância em ambientes com altos valores de pH e baixas concentrações de CO_2 .

Sabe-se, por outro lado, que o aumento na concentração do fitoplâncton no epilímnio diminui a transparência e inibe a penetração de luz, o que leva a um aumento da absorção de calor em profundidades mais rasas, gerando assim uma estabilidade na parte superior da coluna d'água e uma redução da espessura da camada de mistura vertical. Menor circulação de água

implica numa diminuição do aporte de nutrientes do fundo para a camada de mistura, limitando assim a produtividade algal posterior (NOGUEIRA, 1997).

O fator dominante para o sucesso de *Microcystis* na manutenção da sua população no ponto máximo é a sua habilidade para permanecer dentro das camadas iluminadas e as baixas perdas por herbivoria, afundamento e lavagem hidromecânica as quais, segundo REYNOLDS (1988), constituem os principais processos de perda do fitoplâncton. O mecanismo de flutuabilidade de *Microcystis* a mantém durante o dia dentro dessas camadas superficiais da zona eufótica e diminui as perdas por sedimentação. Garante assim, acesso à luz enquanto as espécies não flutuantes ficam em condições de maior sombreamento. Como já mencionado por SHAPIRO (1990), o zooplâncton herbívoro alimenta-se ineficazmente de organismos como *Microcystis*. Isto se deve ao grande volume de suas colônias, ao seu baixo valor nutritivo, à camada de mucilagem que circunda a colônia e pelo fato de *M. aeruginosa* apresentar linhagens tóxicas.

A vantagem da flutuabilidade é perdida quando o lago encontra-se misturado da superfície até o fundo, pois os organismos planctônicos flutuantes e não flutuantes entram na circulação da massa d'água. A vantagem competitiva proporcionada pela flutuabilidade aumenta quando a turbulência é baixa. Nesse caso, a camada de mistura é menor e a capacidade das colônias de *Microcystis* em se manterem nessa camada, combinada com sua habilidade para escapar da fotoinibição, podem explicar porque esse gênero torna-se dominante entre os organismos fitoplanctônicos em lagos rasos no verão (NOGUEIRA, 1997). Espécies de cianofíceas, que formam florações, possuem meios adequados de proteção aos seus aparatos fotossintéticos e a outros constituintes celulares, contra a fotooxidação na superfície d'água que recebe muita radiação ultravioleta. A formação de "nata" na superfície pode ser vista como um mecanismo adaptativo direcionado à otimização da utilização dos vários recursos ambientais (DEBERDT, 1997).

Em relação aos nutrientes, existem diferenças consideráveis na intensidade em que as espécies fitoplanctônicas os consomem e utilizam (KROMKAMP *et al.*, 1989).

Microcystis aeruginosa é um organismo importante em águas que recebem concentrações variáveis de fósforo. Esta espécie possui um eficiente sistema para regular sua densidade (número de organismos), que aumenta em presença de luz e na deficiência e

saturação de fósforo. Através da regulação de sua flutuabilidade para camadas mais profundas da água, mais ricas em fosfato ou para o sedimento, onde irá incorporá-lo. Assim, poderá acumular grandes quantidades desse nutriente devido à sua capacidade de assimilação (KROMKAMP *et al.*, 1989).

Constatou-se que o fósforo foi uma variável indicadora de eutrofização do Reservatório o que o relacionou com a freqüente ocorrência de “blooms” de *Microcystis* no período estudado.

KAPPERS (1984 *ap.* NOGUEIRA, 1997), em experimentos com cultura de *Microcystis aeruginosa*, mostrou que este organismo prefere amônio a nitrato como fonte de nitrogênio e discutiu que, por causa de sua baixa taxa de assimilação de nitrato, esta espécie poderia ser menos competitiva que outros organismos fitoplanctônicos em ambientes ricos em nitrato.

As concentrações de amônio e nitrato, conforme comentado anteriormente, evidenciaram a presença de matéria orgânica, provavelmente proveniente do lançamento de efluentes no reservatório e as baixas concentrações de nitrito confirmaram o resultado já esperado de que essa contribuição dos efluentes ocorre há algum tempo.

De um modo geral, a alta freqüência de ocorrência de *Microcystis aeruginosa* na camada superficial da massa d’água do Reservatório de Salto Grande é um fenômeno relativamente comum em lagos/reservatório eutrofizados e pode ser entendida à luz da teoria de REYNOLDS & WALSBY (1975) sobre a formação de florações de cianofíceas a qual dependeria da coincidência de três fatores: uma população pré-existente, a qual existe continuamente no ambiente estudado; uma proporção significativa de organismos tendo flutuabilidade positiva, o que acontece sempre no caso de *Microcystis aeruginosa* e das outras duas populações que ocorrem simultaneamente e a estabilidade da coluna d’água que, conforme foi comentado, esteve muitas vezes estratificada no período estudado.

Por outro lado, deve-se também levar em consideração algumas hipóteses apresentadas por SHAPIRO (1990) que procuram explicar a dominância de cianofíceas em lagos eutróficos e hipereutróficos as quais podem ser aplicadas no caso do Reservatório de Salto Grande:

1) temperatura da água: as cianofíceas, em geral, têm como temperaturas ótimas de desenvolvimento ($>20^{\circ}\text{C}$) mais altas que as outras algas fitoplanctônicas; nestas condições, as demais algas irão perder em termos de competição; isto pode ser corroborado pelos valores sempre acima de 22°C encontrados durante o período de estudo;

2) fluatibilidade: algumas espécies de cianofíceas são capazes de regular sua fluatibilidade e assim podem mover-se verticalmente em ambientes estáveis, otimizando sua atividade fotossintética relacionada com a distribuição vertical de nutrientes e energia luminosa, característica esta própria de *M. aeruginosa* (e das outras duas populações presentes) e perfeitamente visualizada na microscopia óptica;

3) “grazing” pelo zooplâncton: por várias razões (tamanho da colônia, envoltório gelatinoso, toxicidade potencial), o zooplâncton alimenta-se de forma ineficaz das cianofíceas (ou não se alimenta), preferindo o fitoplâncton competidor, e permitindo às cianofíceas expandirem-se; *M. aeruginosa*, segundo dados de literatura, é dificilmente predada pelo zooplâncton;

4) relação dióxido de carbono/pH: as cianofíceas têm constantes de saturação baixas para ingestão de CO_2 ; vencerão a competição com outros grupos fitoplanctônicos, principalmente as clorofíceas, em períodos de disponibilidade baixa de CO_2 (por exemplo, quando o pH é alto e o sistema de CO_2 é dominado por íons bicarbonatos); a condição de pH básico foi detectada durante o período de estudo nos dois pontos ((1) e (2)) no Reservatório de Salto Grande.

PETERSON *et al.* (1993 *ap.* NOGUEIRA, 1997), propuseram uma outra hipótese que consiste na estratégia de armazenamento de fósforo. Segundo os autores, as cianofíceas são capazes de adquiri-lo do sedimento. O estoque interno fornece fósforo suficiente para sustentar seu crescimento pelágico evitando, assim, a competição por fósforo com outros grupos do fitoplâncton. Devido à alta taxa de compostos fosfatados no Reservatório, neste caso provavelmente ele não esteja atuando como fator limitante no processo.

7. CONCLUSÕES

- 1) Verificou-se a predominância da formação de “blooms” de *Microcystis* nas proximidades das praias Azul e dos Namorados que deve estar relacionado com a direção do vento ocorrida no período estudado.
- 2) Confirmou-se que a diminuição da transparência e o aumento da concentração de material em suspensão está relacionado à estação chuvosa e sua inversão, ao período de estiagem.
- 3) O Reservatório encontrou-se estratificado na maior parte do período em estudo, o que influenciou significativamente nas variações de oxigênio dissolvido, ocorrendo a predominância de altas temperaturas na superfície.
- 4) As concentrações de nutrientes foram menores no período chuvoso, provavelmente devido à diluição da carga orgânica. As concentrações de amônio e nitrato, se comparadas com as de nitrito, foram mais elevadas devido, principalmente, ao lançamento de esgotos no Reservatório de Salto Grande e à decomposição da matéria orgânica nas camadas mais profundas. As baixas concentrações de nitrito confirmam que tais lançamentos vêm ocorrendo há algum tempo. O ponto (1), por estar mais próximo do desagüe do Rio Atibaia, apresentou concentrações mais elevadas.
- 5) O Reservatório de Salto Grande, em relação aos valores da condutividade, clorofila-*a* e concentração de fósforo é considerado como variando de eutrófico a hipereutrófico nos dois pontos estudados, o que compromete a qualidade da água para balneabilidade.
- 6) Constatou-se que a frequência de ocorrência de *Microcystis aeruginosa* predominou em relação à de *Microcystis* sp e de *Microcystis lamelliformis*, durante todo o período estudado. A presença marcante de *M. aeruginosa* confirmou que o Reservatório de Salto Grande

encontra-se eutrofizado, visto esta espécie ser indicadora de ambientes eutróficos a hipereutróficos.

7) Quanto ao aspecto sanitário, salienta-se a importância da alta incidência de *Microcystis aeruginosa* no reservatório, devido essa espécie poder produzir toxinas e pelo fato do Reservatório de Salto Grande estar localizado à montante do Rio Piracicaba que é utilizado para o abastecimento público dos municípios de Americana e Piracicaba, entre outros.

ANEXOS

Tabela 3 - Valores das variáveis pH, condutividade, oxigênio dissolvido, amônio, nitrato e nitrito, a 0m, nos pontos P (1), Praia Azul e P (2), Praia dos Namorados

pH	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	7,54	6,36	7,40	7,41	6,71	9,27	6,87	6,46	7,45	7,29	7,41
P (2)	7,71	6,94	8,84	8,72	8,39	8,79	7,42	6,45	7,36	7,68	7,58
Condutividade (µS/cm)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	210,10	193,80	179,30	169,00	212,30	134,10	143,40	91,34	126,02	143,00	187,80
P (2)	204,00	162,70	165,20	175,90	187,90	124,90	142,60	87,20	116,30	103,00	177,00
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	3,19	4,30	6,30	6,42	8,07	10,48	4,73	3,47	3,54	2,05	2,10
P (2)	6,38	5,20	9,32	8,41	8,42	8,07	6,96	4,65	4,41	4,37	4,60
Amônio (µg/l)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	211,17	313,18	328,29	314,13	394,17	201,06	366,17	219,18	227,16	331,47	295,72
P (2)	265,61	276,41	304,16	294,41	261,34	109,48	301,31	250,17	271,93	241,17	274,60
Nitrato (µg/l)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	641,18	761,15	322,18	538,71	765,92	442,19	561,91	590,32	615,17	808,92	710,11
P (2)	681,14	637,91	592,66	614,16	614,33	632,13	654,15	627,31	594,14	597,21	619,32
Nitrito (µg/l)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	62,17	57,17	58,42	61,71	59,41	64,12	61,12	59,91	61,18	60,02	64,19
P (2)	58,13	60,11	61,18	63,12	59,97	64,08	65,19	58,91	63,61	62,19	62,41

Tabela 4 - Valores das variáveis fosfato total dissolvido, ortofosfato dissolvido, fósforo total, material em suspensão, transparência e clorofila α , a 0m, nos pontos P(1), Praia Azul e P(2), Praia dos Namorados

Fosfato total dissolvido ($\mu\text{g/l}$)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	30,92	51,37	48,12	60,12	60,37	48,12	48,24	94,47	56,28	70,36	90,07
P (2)	65,76	63,49	61,18	80,47	54,14	65,19	60,09	56,18	51,15	53,37	60,19
Ortofosfato dissolvido ($\mu\text{g/l}$)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	12,32	31,16	39,99	13,52	32,17	52,91	35,18	29,39	27,18	29,31	45,06
P (2)	32,11	20,90	22,72	26,13	30,07	38,07	30,93	41,02	33,41	23,13	32,07
Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	198,71	208,57	227,13	272,10	181,97	216,31	210,71	216,39	228,32	241,79	243,91
P (2)	237,12	251,42	240,11	237,93	262,42	211,46	216,98	229,71	243,38	236,29	219,39
Material em suspensão (mg/l)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	19,00	4,00	19,00	9,00	18,00	40,00	31,00	23,00	34,00	21,50	11,50
P (2)	14,00	14,00	22,00	14,00	15,00	19,00	18,80	29,75	9,00	18,00	17,50
Transparência (m)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	2,40	3,30	2,10	2,10	1,80	1,80	1,20	0,90	1,80	1,05	1,80
P(2)	2,10	3,60	1,80	2,10	2,10	1,80	1,80	0,90	2,10	1,80	1,80
Clorofila α ($\mu\text{g/l}$)	8/10/96	29/10/96	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
P (1)	41,38	17,10	59,34	36,21	12,48	132,18	48,57	2,09	6,13	7,13	6,91
P (2)	7,76	26,22	83,91	60,34	64,94	47,82	45,21	22,54	10,15	16,58	20,24

Tabela 5- Quantificação das populações de *Microcystis* no ponto P(1), Praia Azul

	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
<i>M. aeruginosa</i>	238	312	360	294	348	370	377	364	380
<i>Microcystis</i> sp.	159	233	22	69	31	30	50	24	31
<i>M. cf. lamelliformis</i>	58	29	28	65	29	29	6	17	17
Total	455	574	410	428	408	429	433	405	428

Tabela 6 - Quantificação das populações de *Microcystis* no ponto P(2), Praia dos Namorados

	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
<i>M. aeruginosa</i>	433	420	398	408	411	409	411	415	419
<i>Microcystis</i> sp.	21	19	37	28	12	10	2	3	9
<i>M. cf. lamelliformis</i>	5	11	5	3	1	9	2	4	1
Total	459	450	440	439	424	428	415	422	429

Tabela 7 - Frequência de ocorrência das populações de *Microcystis* no ponto P(1), Praia Azul

	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
<i>M. aeruginosa</i>	52,30%	54,36%	87,80%	68,69%	85,29%	86,25%	87,07%	89,88%	88,78%
<i>Microcystis</i> sp.	34,95%	40,59%	5,37%	16,12%	7,60%	6,99%	11,55%	5,92%	7,24%
<i>M. cf. lamelliformis</i>	12,75%	5,05%	6,83%	15,19%	7,11%	6,76%	1,38%	4,20%	3,98%

Tabela 8 - Frequência de ocorrência das populações de *Microcystis* no ponto P(2), Praia dos Namorados

	12/11/96	25/11/96	10/12/96	9/01/97	21/01/97	4/02/97	18/02/97	4/03/97	18/03/97
<i>M. aeruginosa</i>	94,33%	93,33%	90,45%	92,94%	96,93%	95,56%	99,04%	98,34%	97,67%
<i>Microcystis</i> sp.	4,58%	4,22%	8,41%	6,38%	2,83%	2,34%	0,48%	0,71%	2,10%
<i>M. cf. lamelliformis</i>	1,09%	2,00%	1,14%	0,68%	0,24%	2,10%	0,48%	0,95%	0,23%

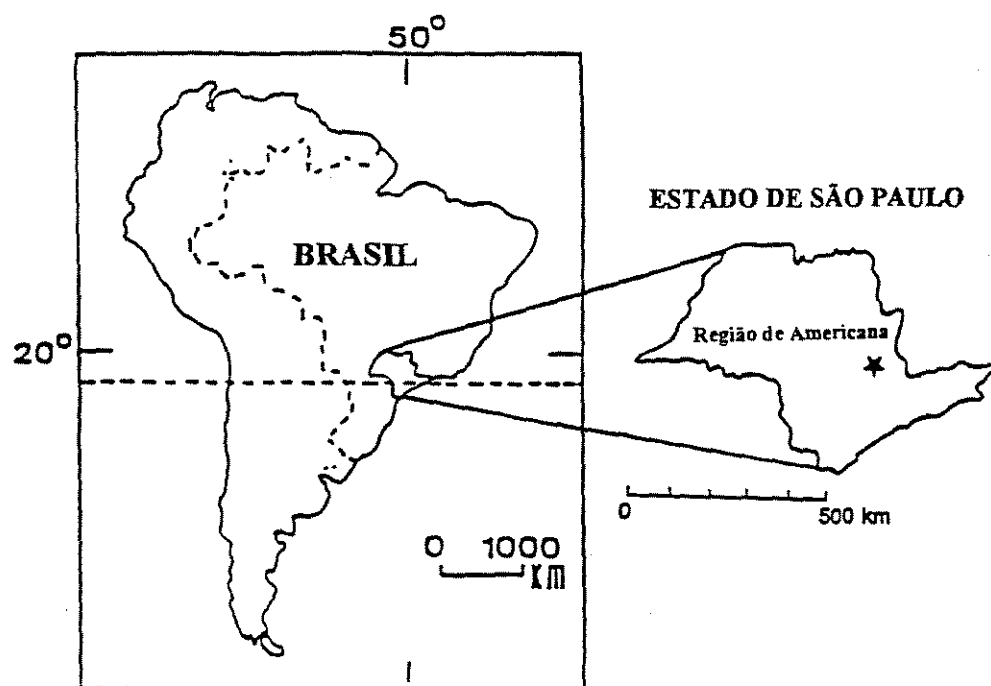


Figura 1 - Localização da região de Americana no Estado de São Paulo, Brasil.
(modificado de DA SILVA, L.H.S., 1995 *ap.* SENNA *et al.*, 1997)

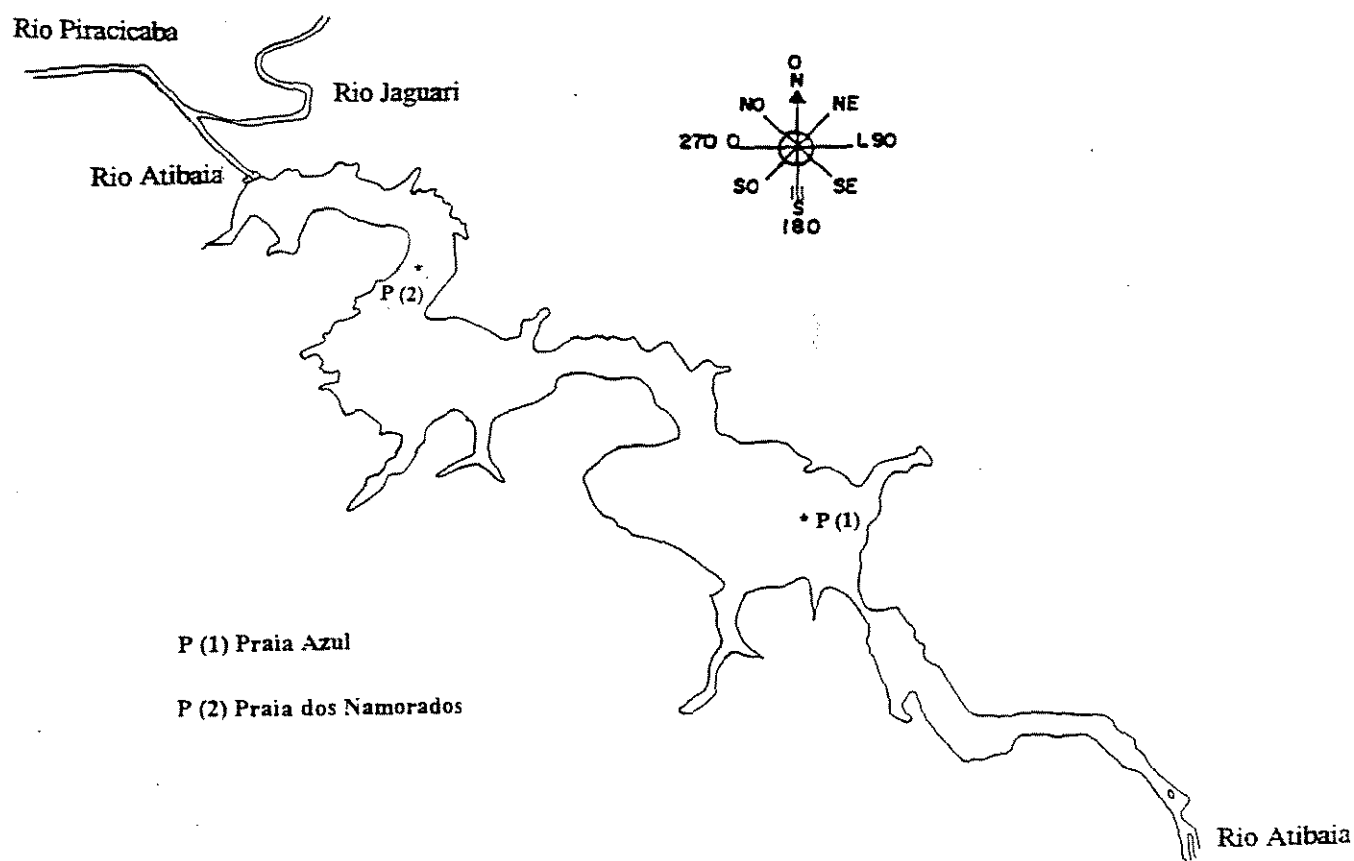


Figura 2 - Mapa do Reservatório de Salto Grande mostrando os pontos de coleta

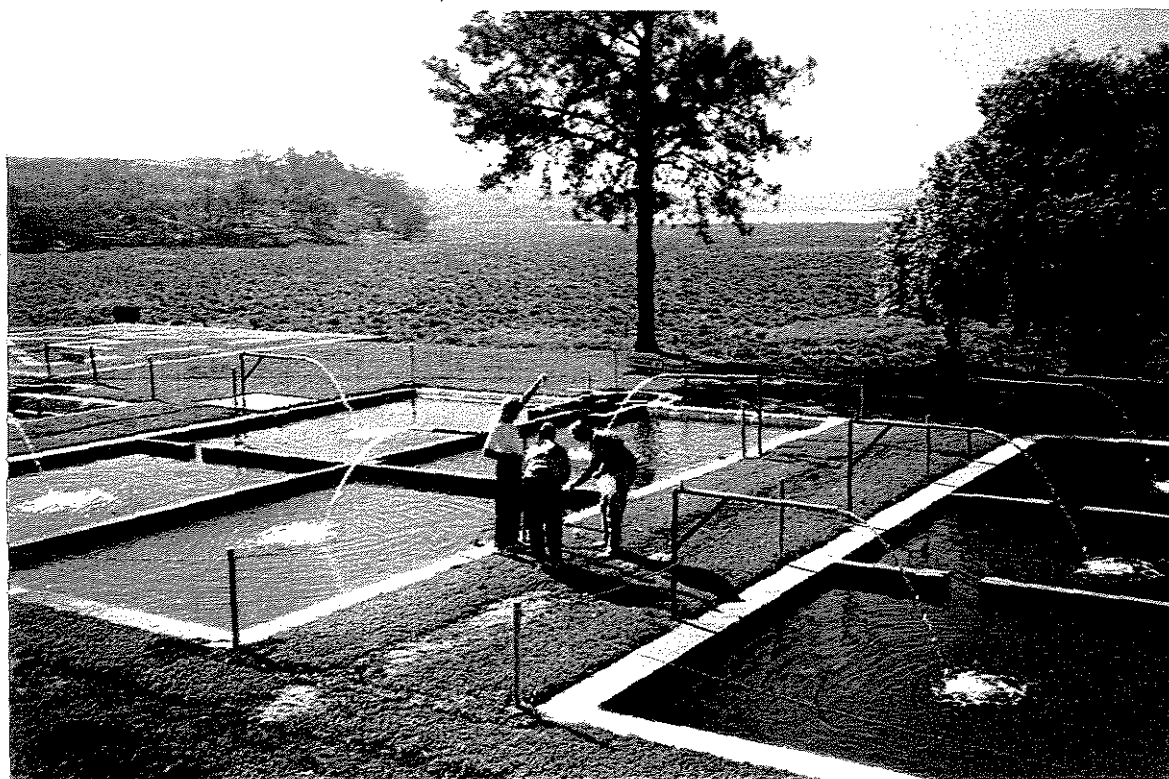


FIGURA 03: Vista geral do Reservatório, mostrando a cobertura com macrófitas aquáticas



FIGURA 04: Vista da Barragem, com cobertura de macrófitas

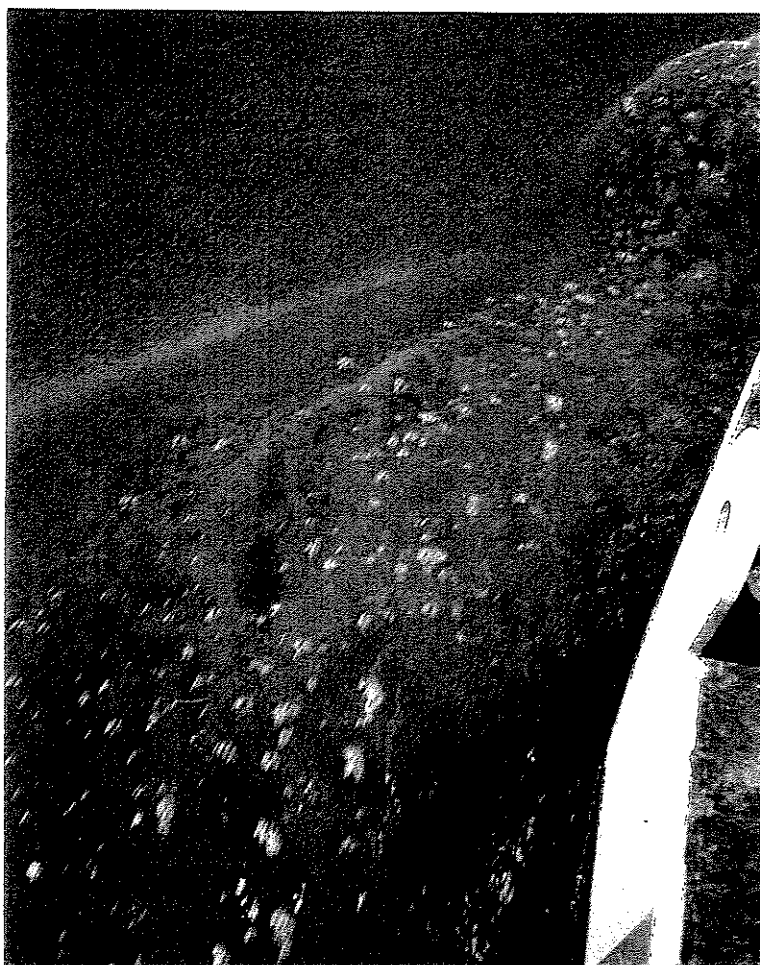


FIGURA 05: Movimento de passagem do barco, mostrando o “caldo” espesso de cianofíceas



FIGURA 06: Situação de águas calmas, mostrando o “bloom” de cianofíceas

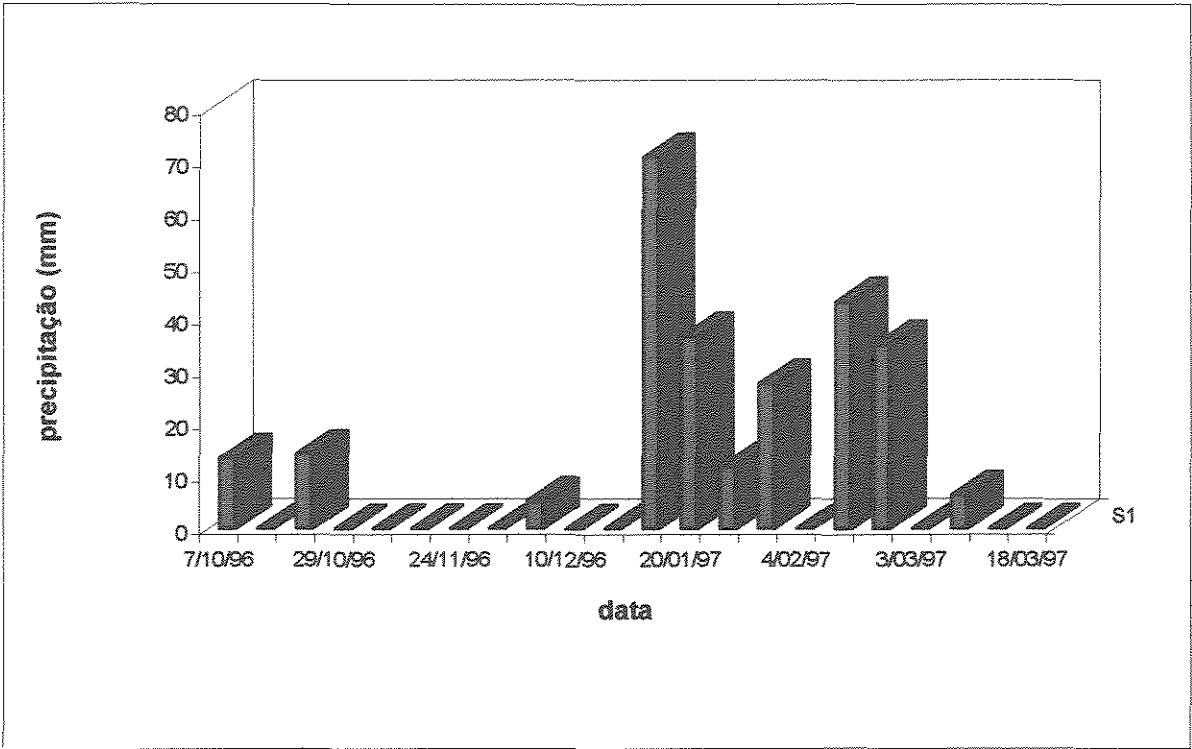


FIGURA 07: VARIAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO DIÁRIA, NO PERÍODO ESTUDADO (as datas correspondem aos dias anteriores à coleta; as barras sem data correspondem aos dias de coleta).

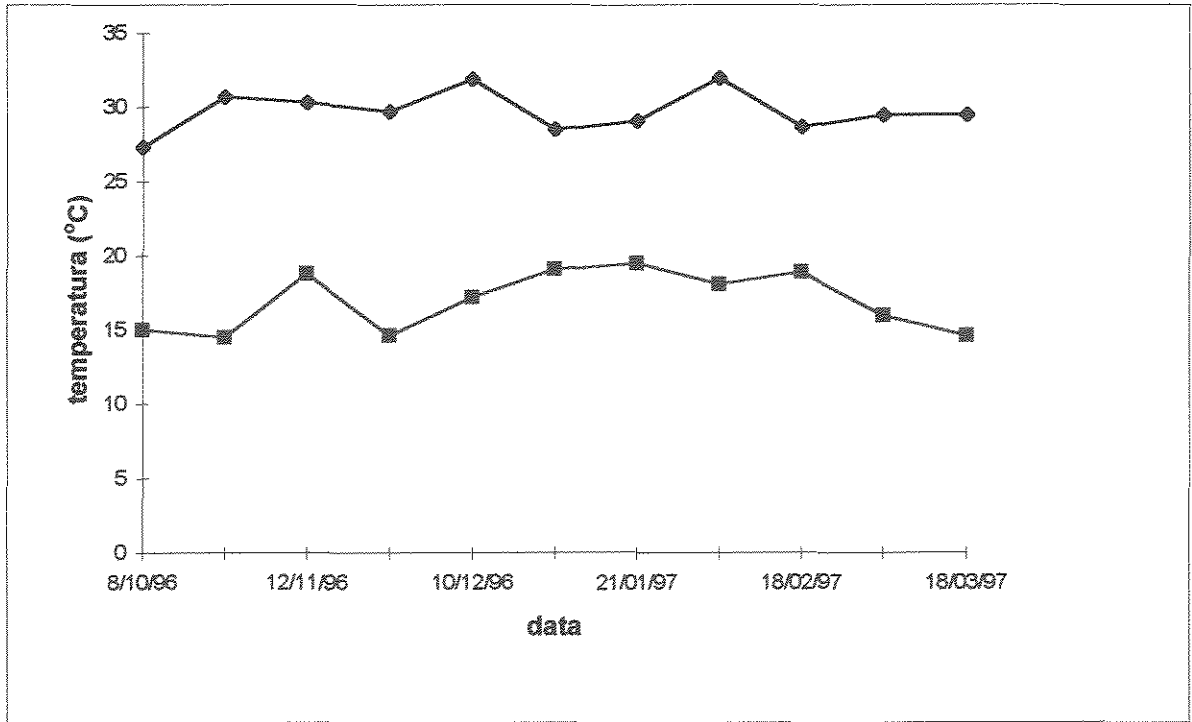


FIGURA 08: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA MÁXIMA E MÍNIMA DO AR NO PERÍODO ESTUDADO.

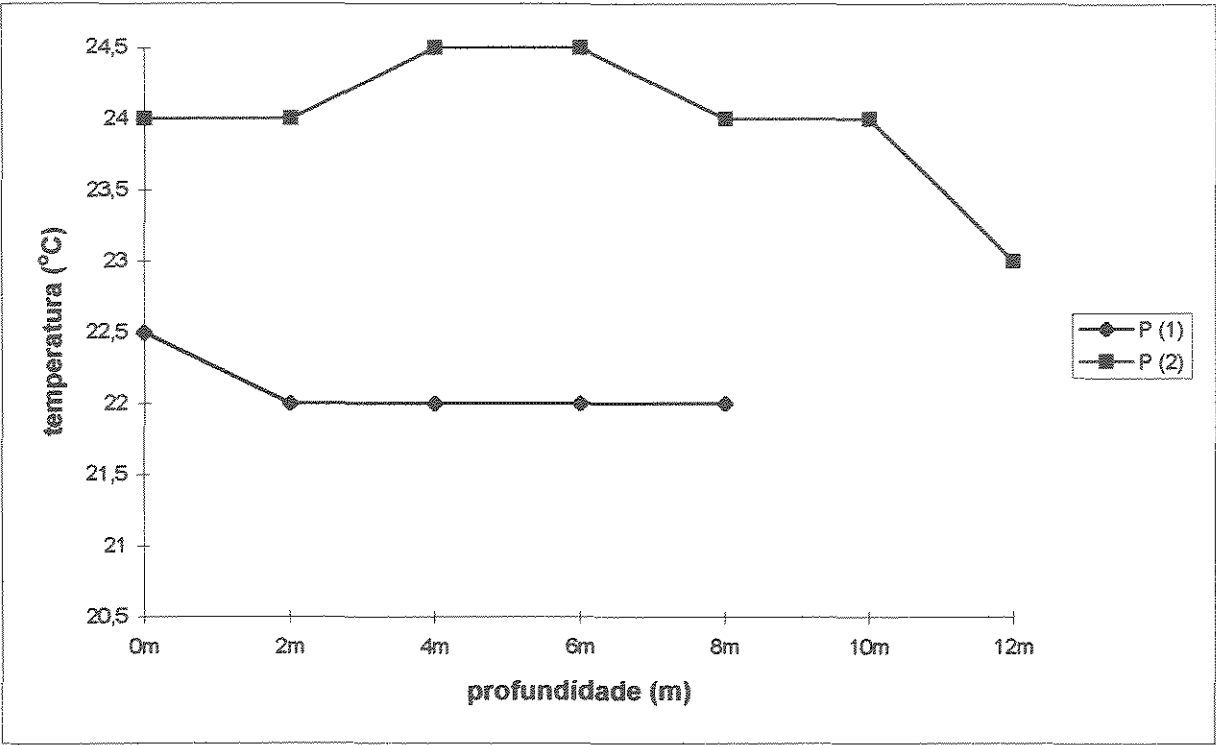


FIGURA 09: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2)
NO DIA 08/10/96

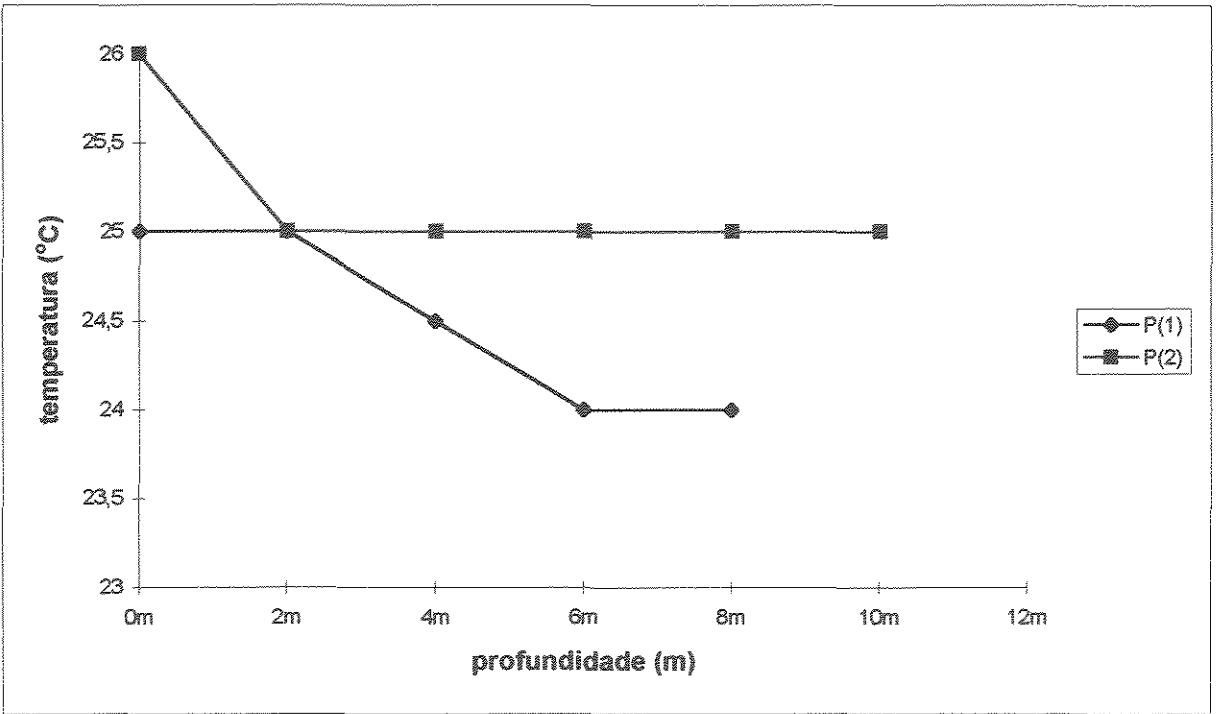


FIGURA 10: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2)
NO DIA 29/10/96.

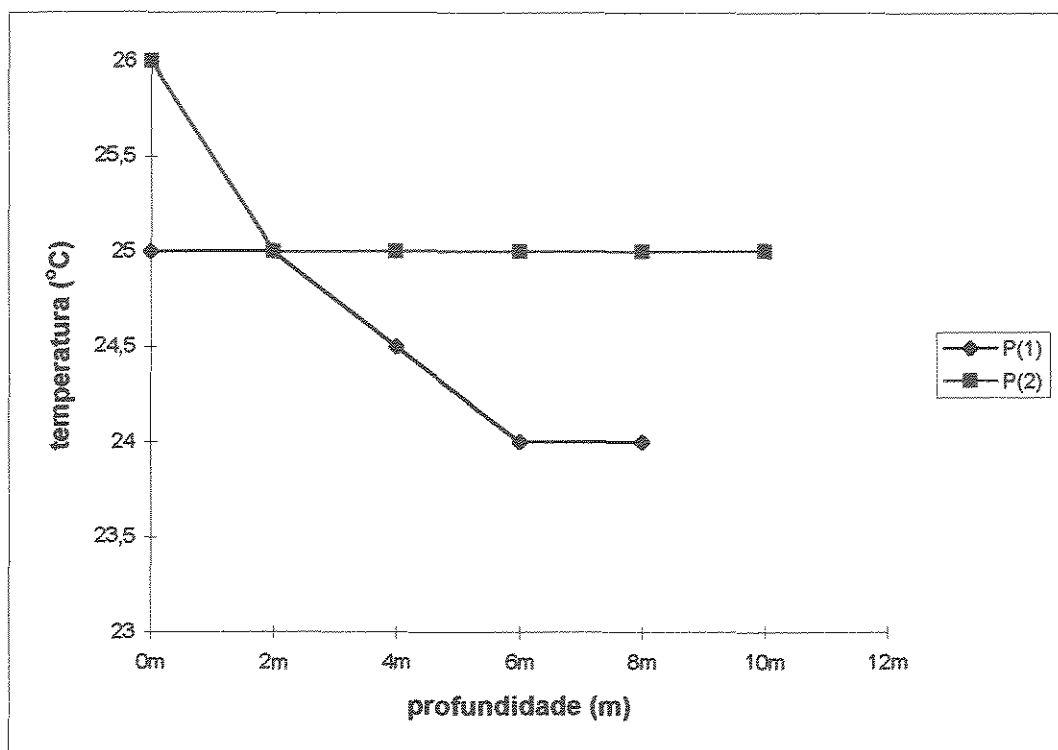


FIGURA 11: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2)
NO DIA 12/11/96.

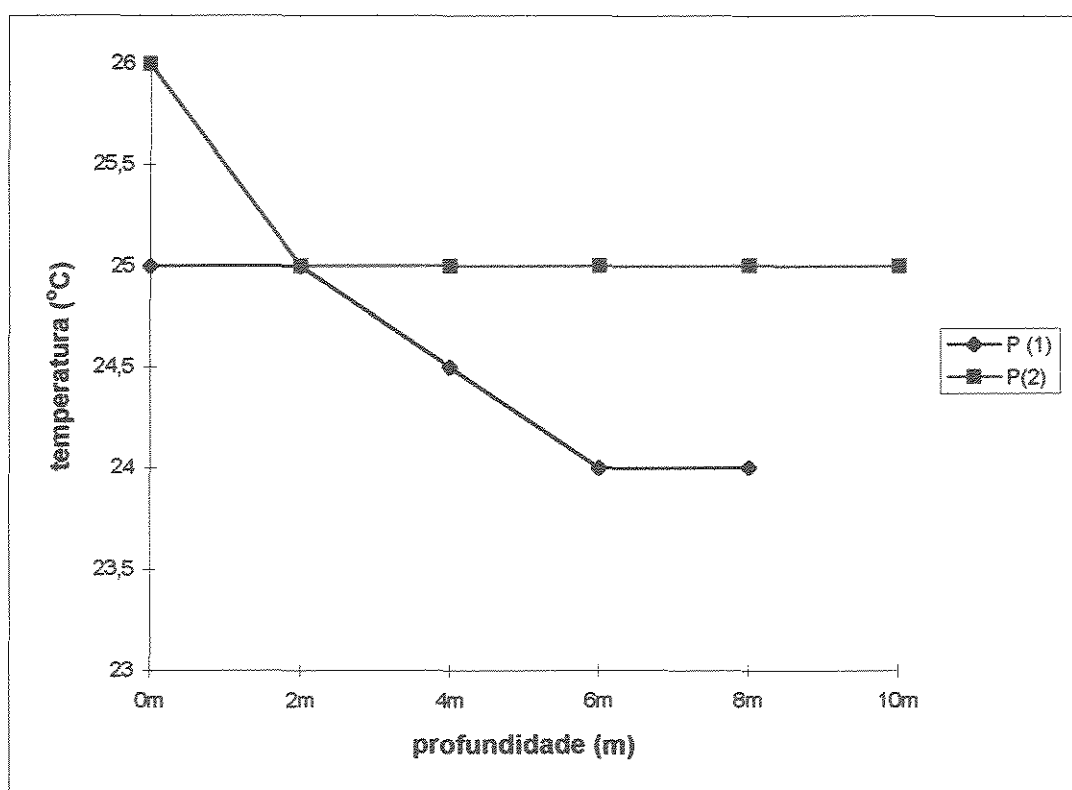


FIGURA 12: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2)
NO DIA 25/11/96.

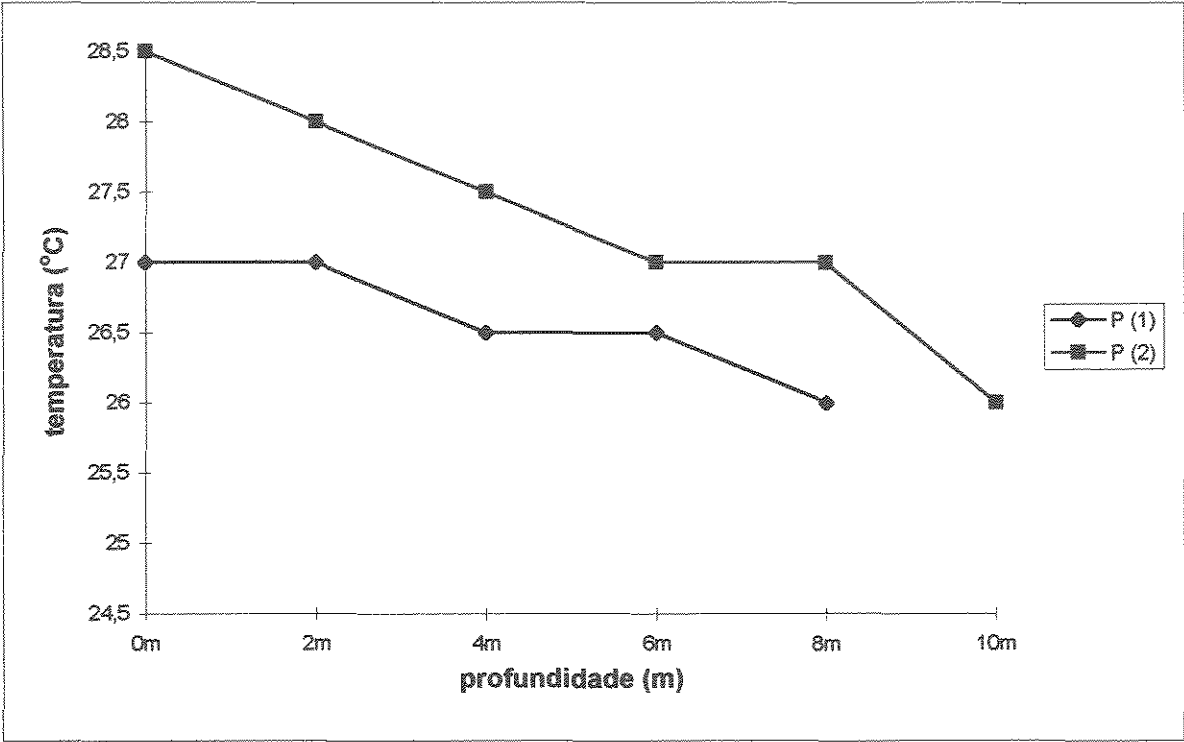


FIGURA 13: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 10/12/96.

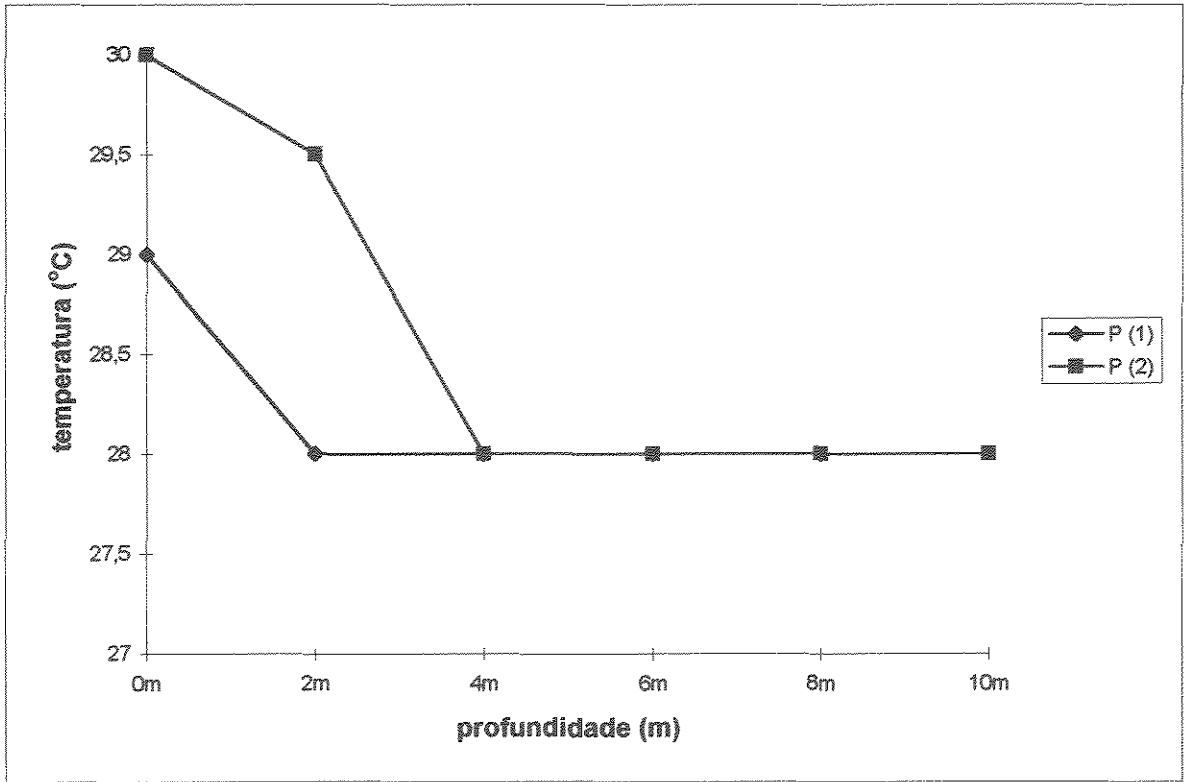


FIGURA 14: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 09/01/97.

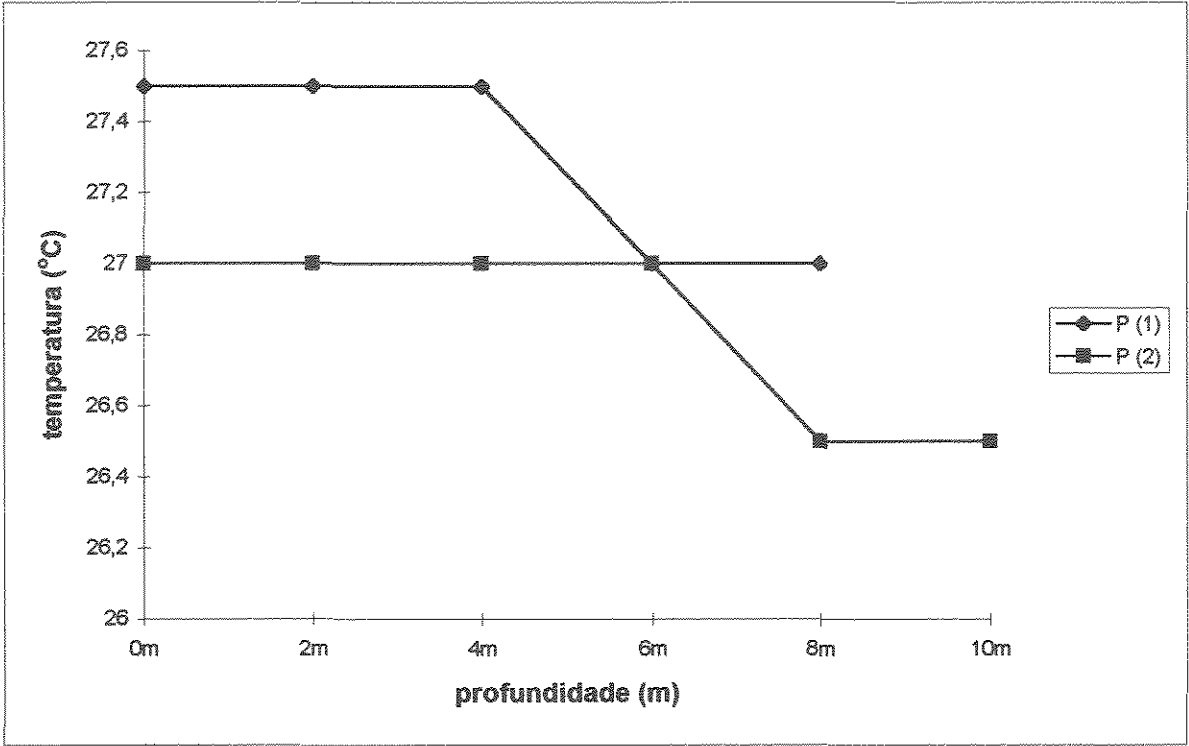


FIGURA 15: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 21/01/97.

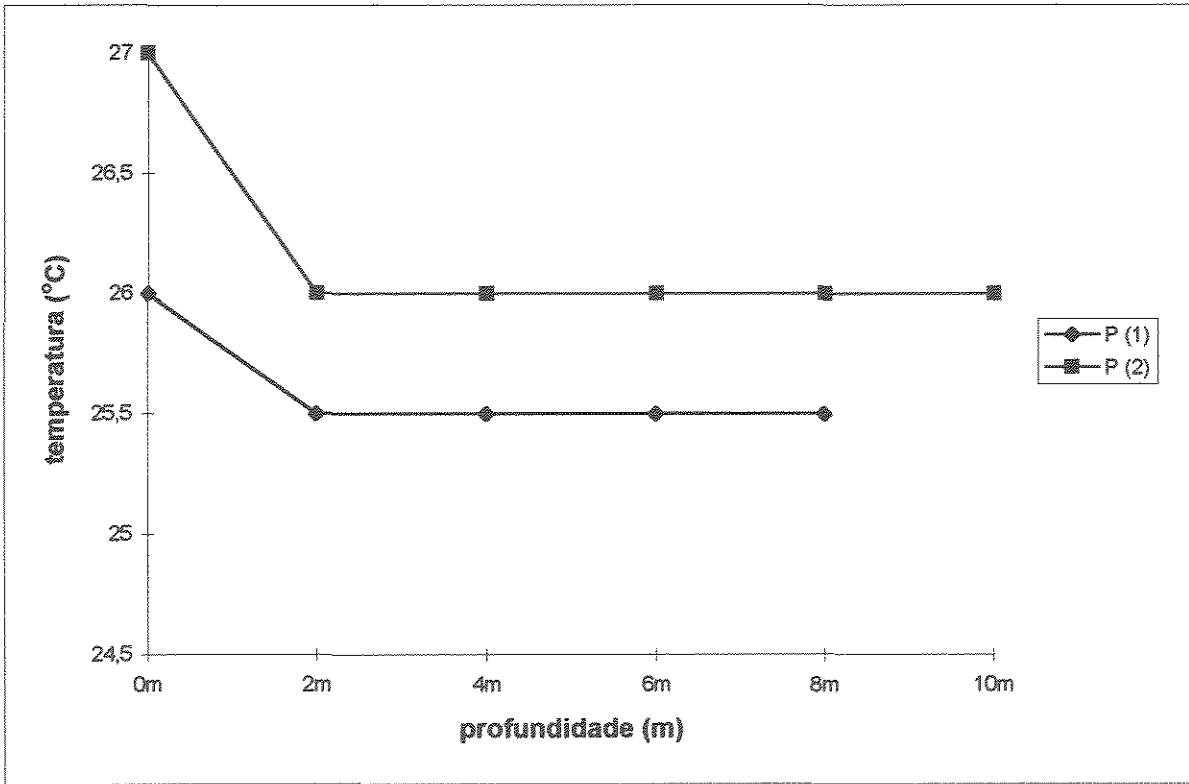


FIGURA 16: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 04/02/97.

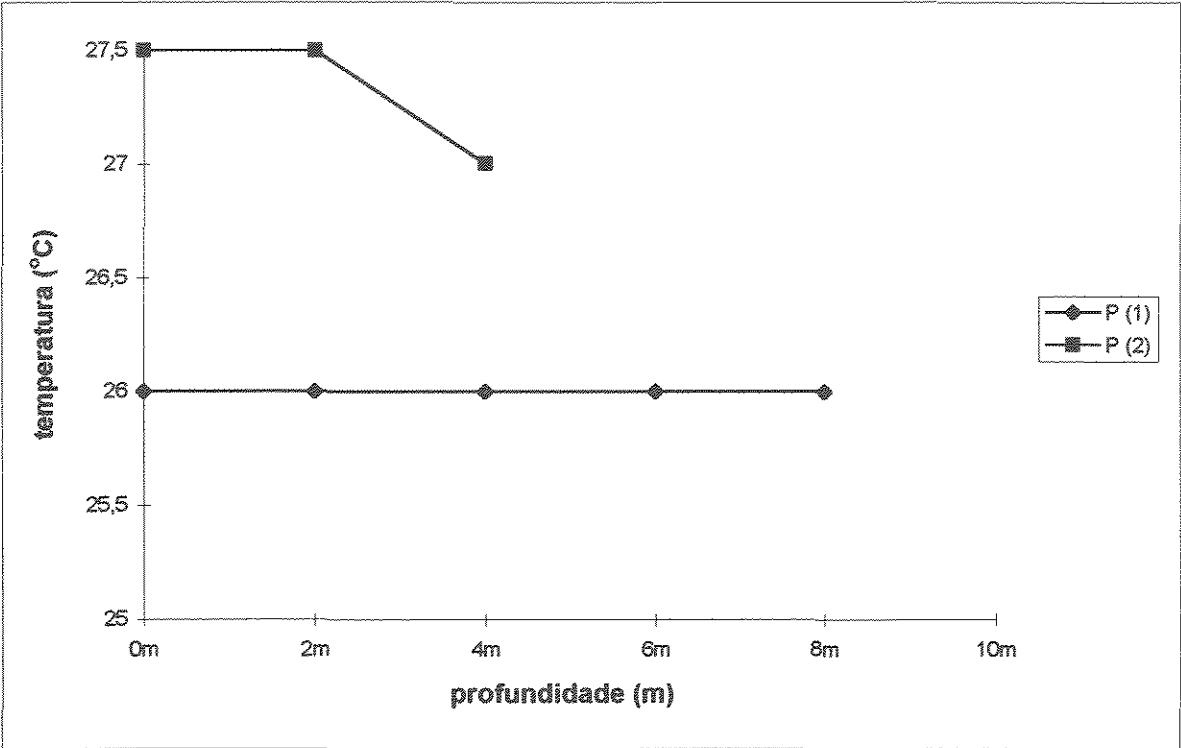


FIGURA 17: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2)
NO DIA 18/02/97.

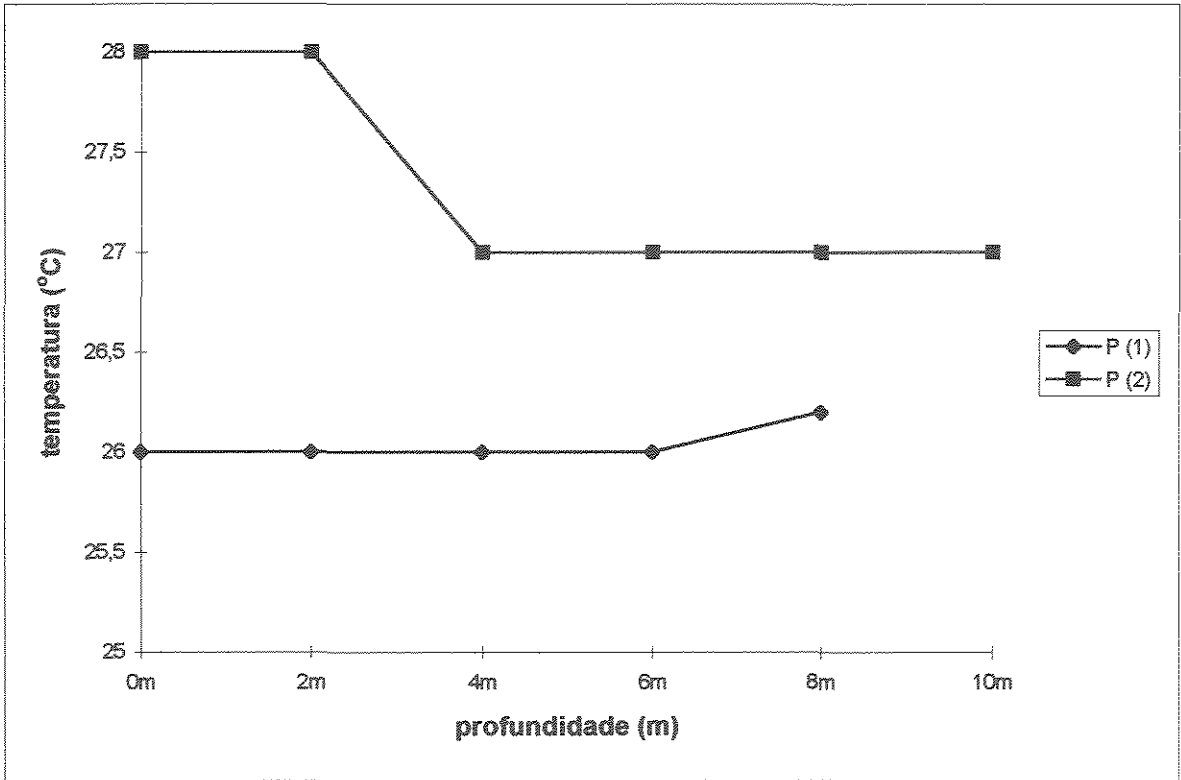


FIGURA 18: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2)
NO DIA 04/03/97.

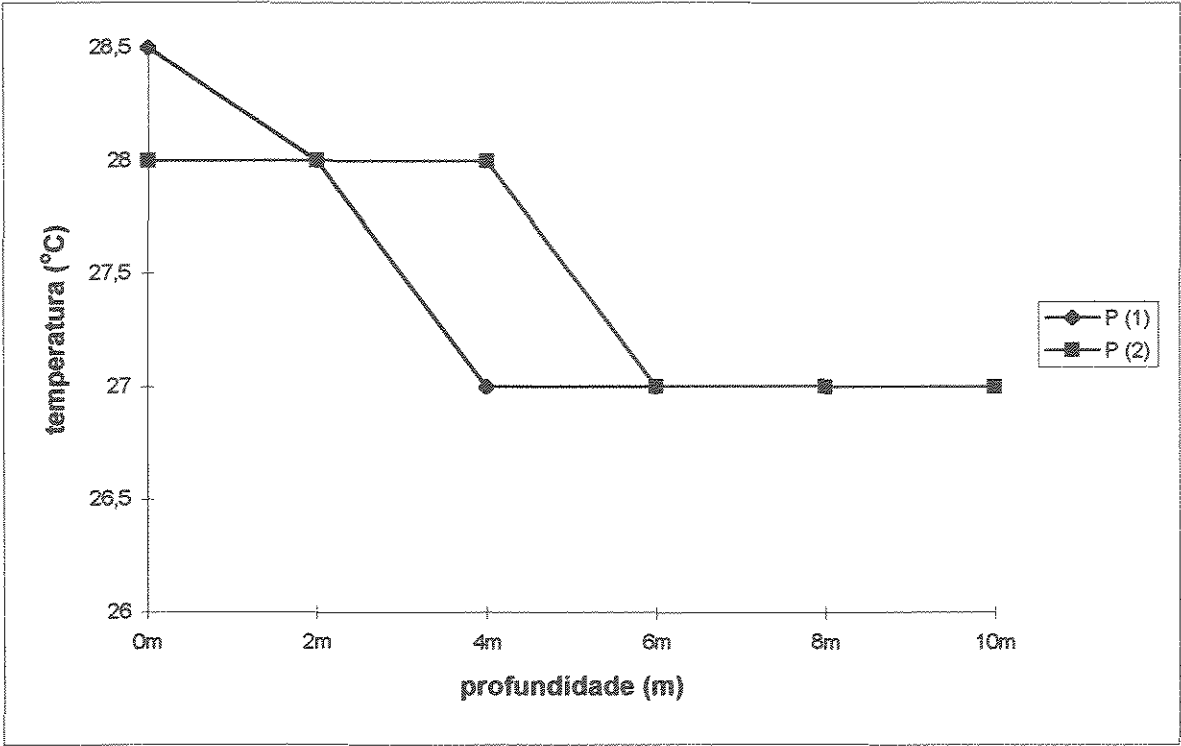


FIGURA 19: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO DIA 18/03/97.

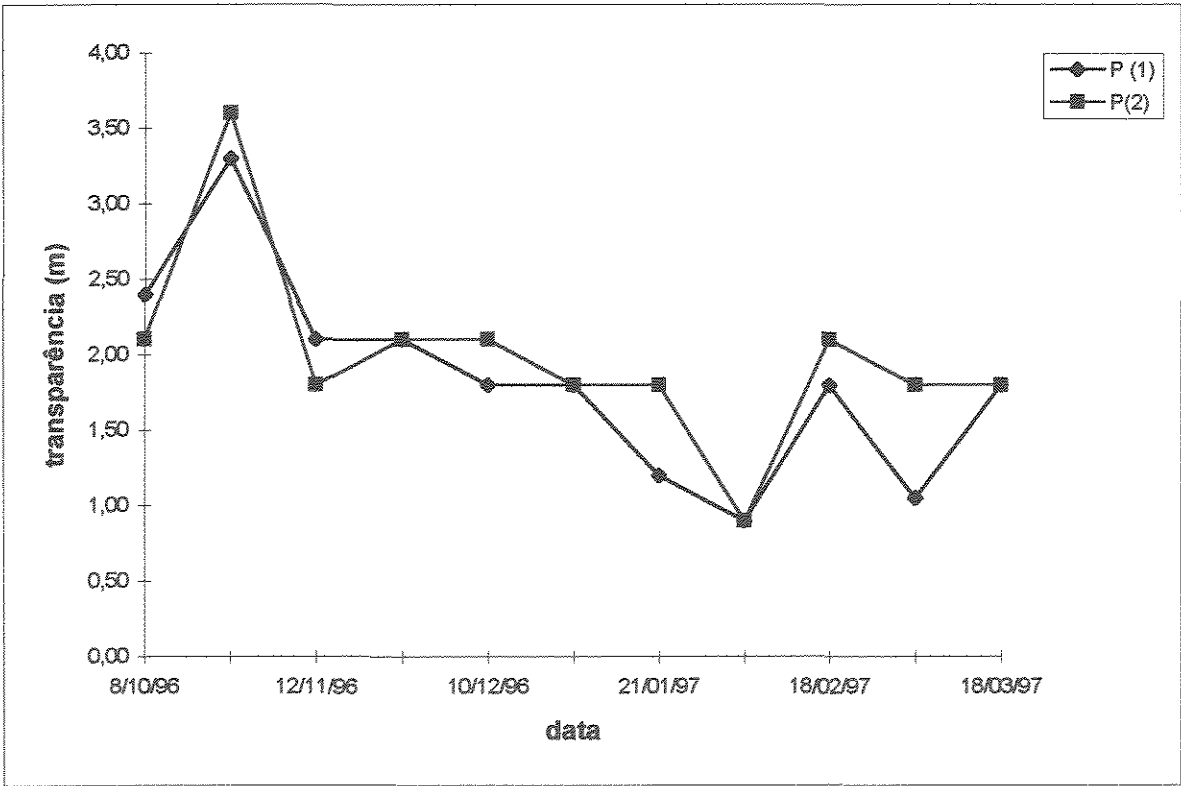


FIGURA 20: VARIAÇÃO DIÁRIA DA TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO.

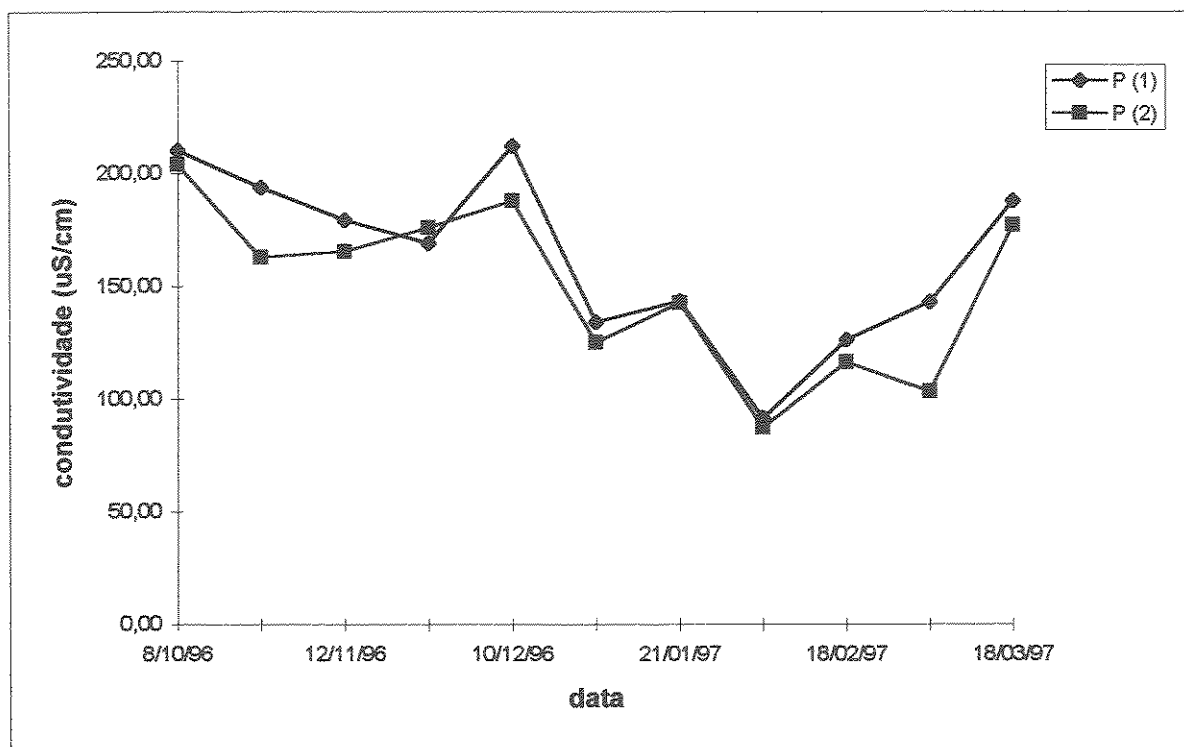


FIGURA 21: VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

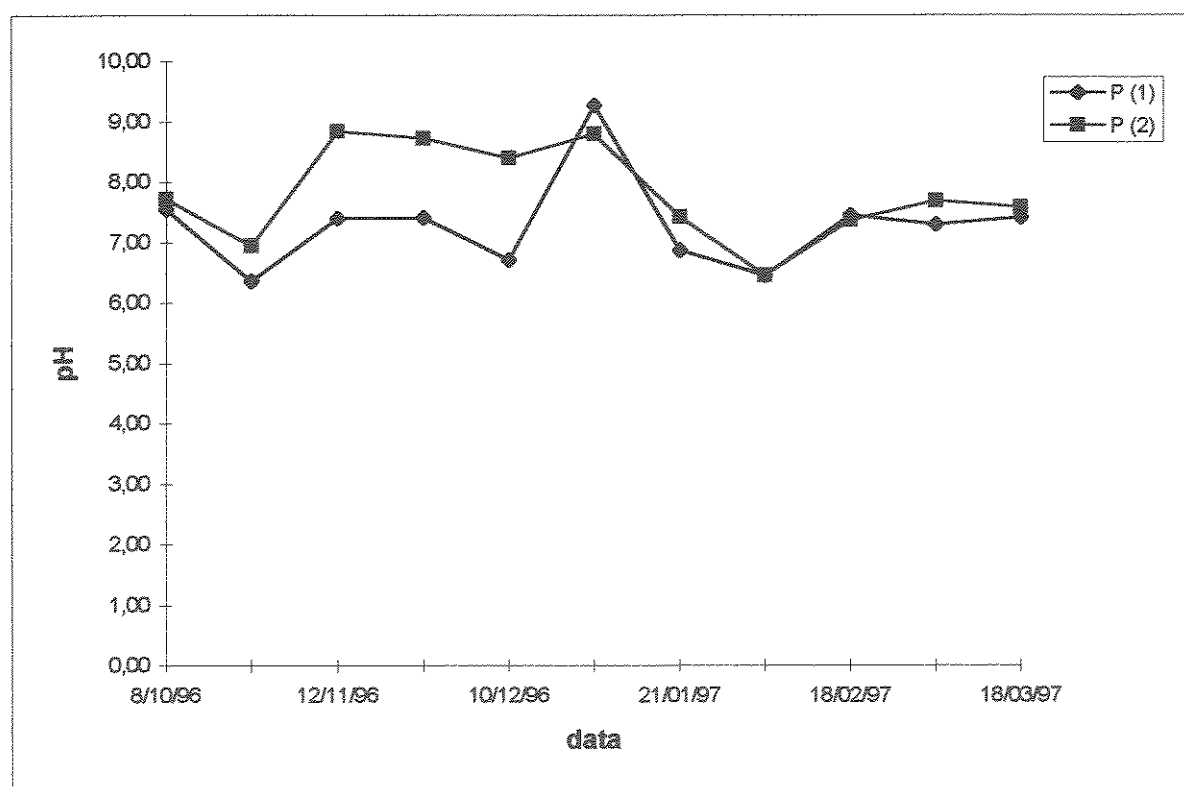


FIGURA 22: VARIAÇÃO DO pH NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

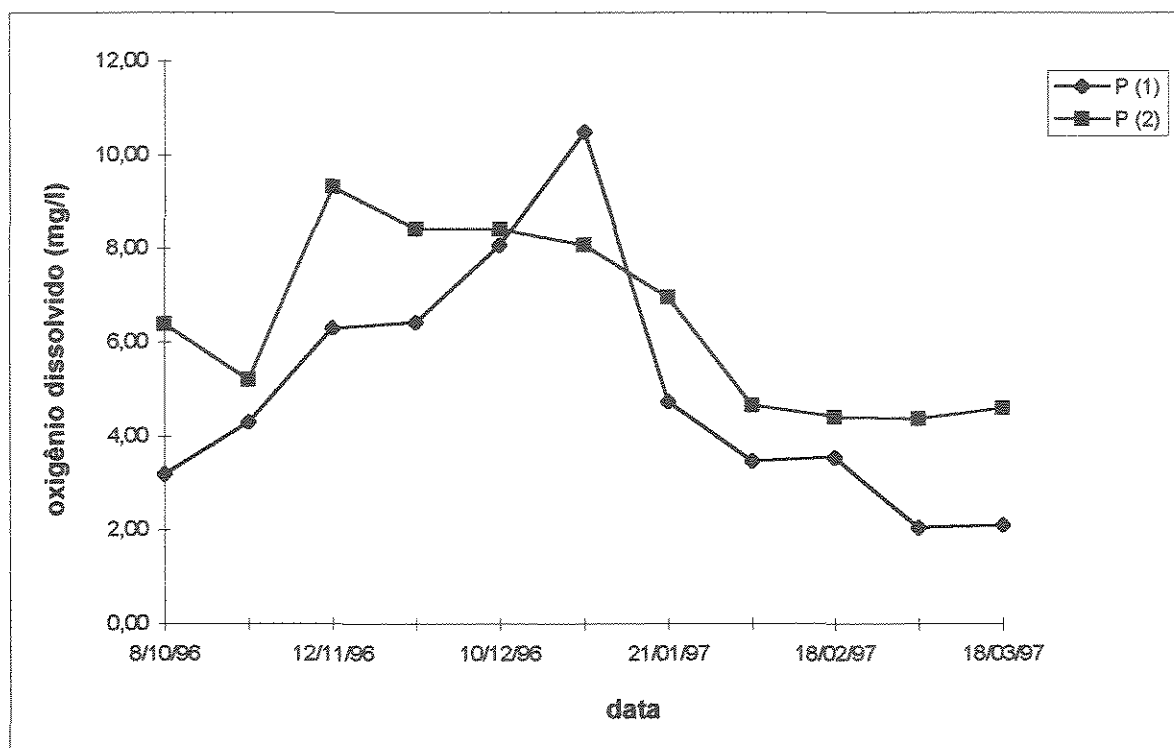


FIGURA 23: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

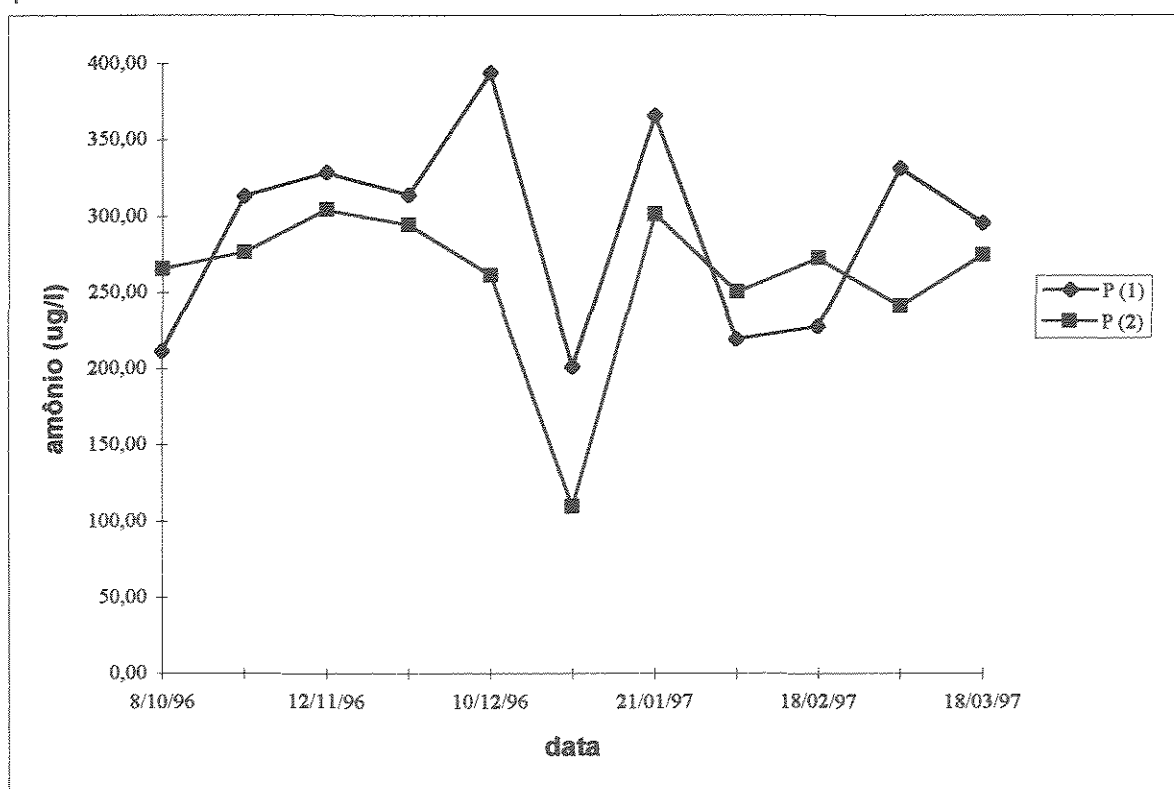


FIGURA 24: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

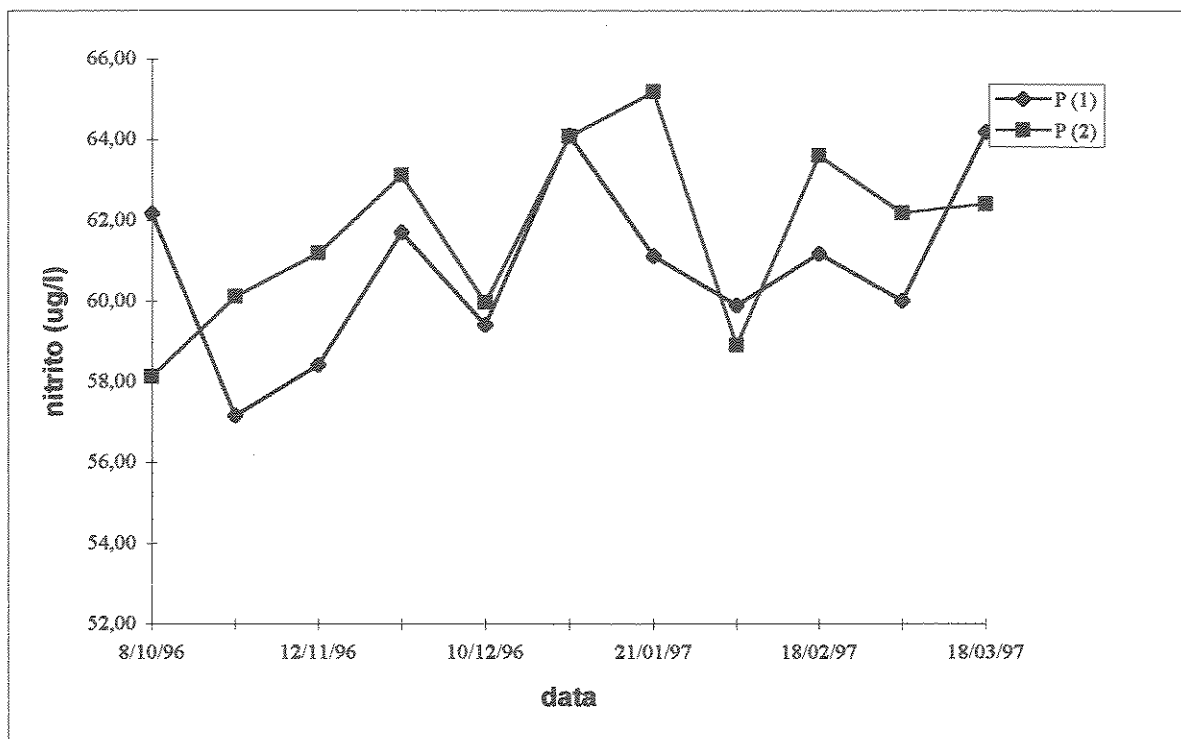


FIGURA 25: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NITRITO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

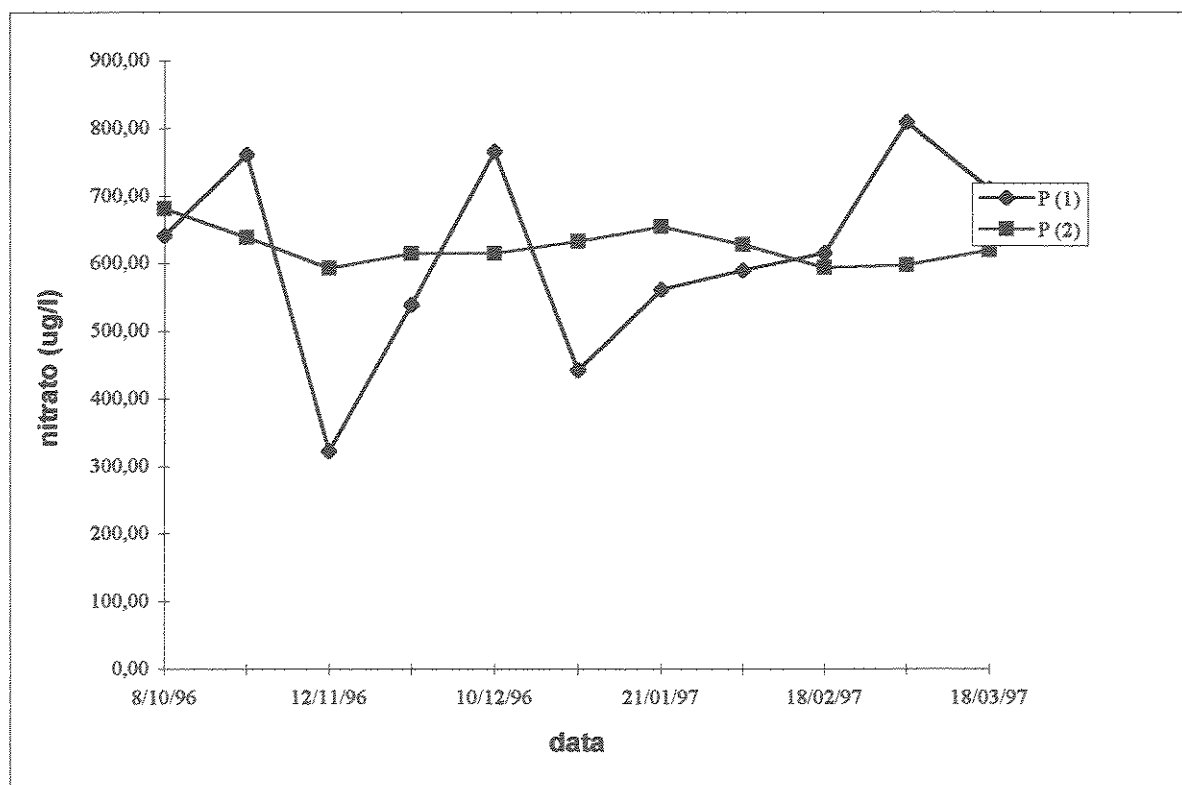


FIGURA 26: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NITRATO NOS PONTOS P (1) E P (2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

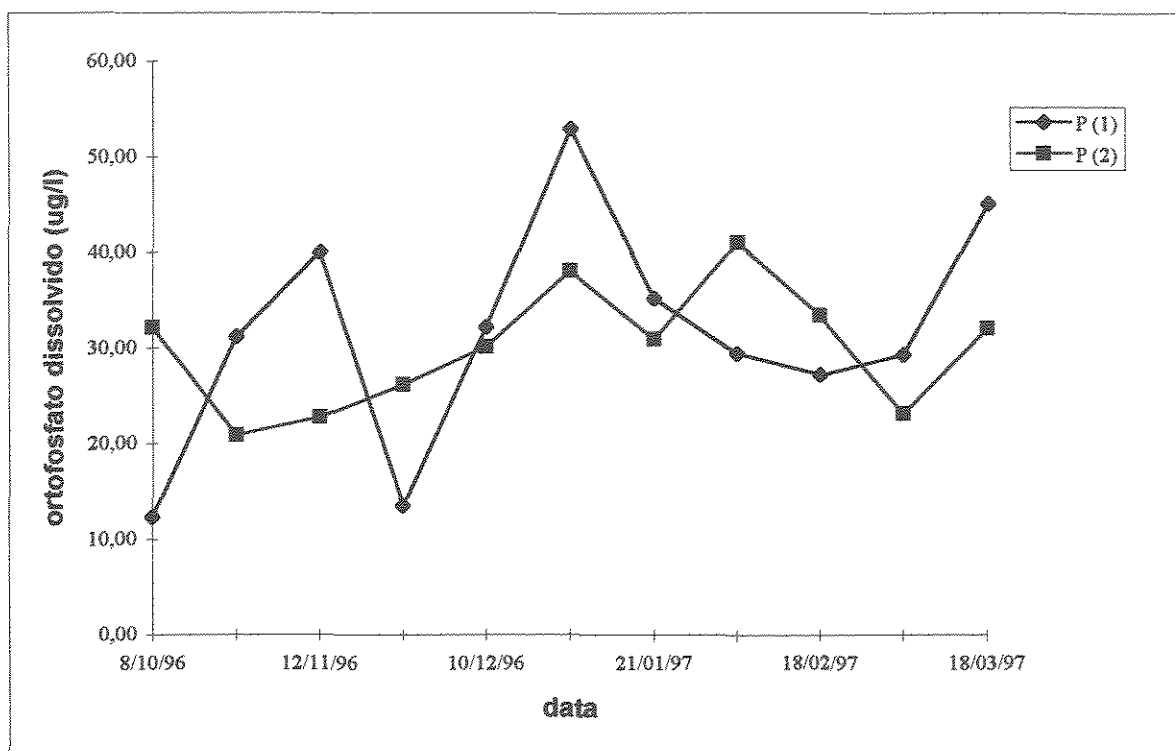


FIGURA 27: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DISSOLVIDO NOS PONTOS P(1) E P(2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

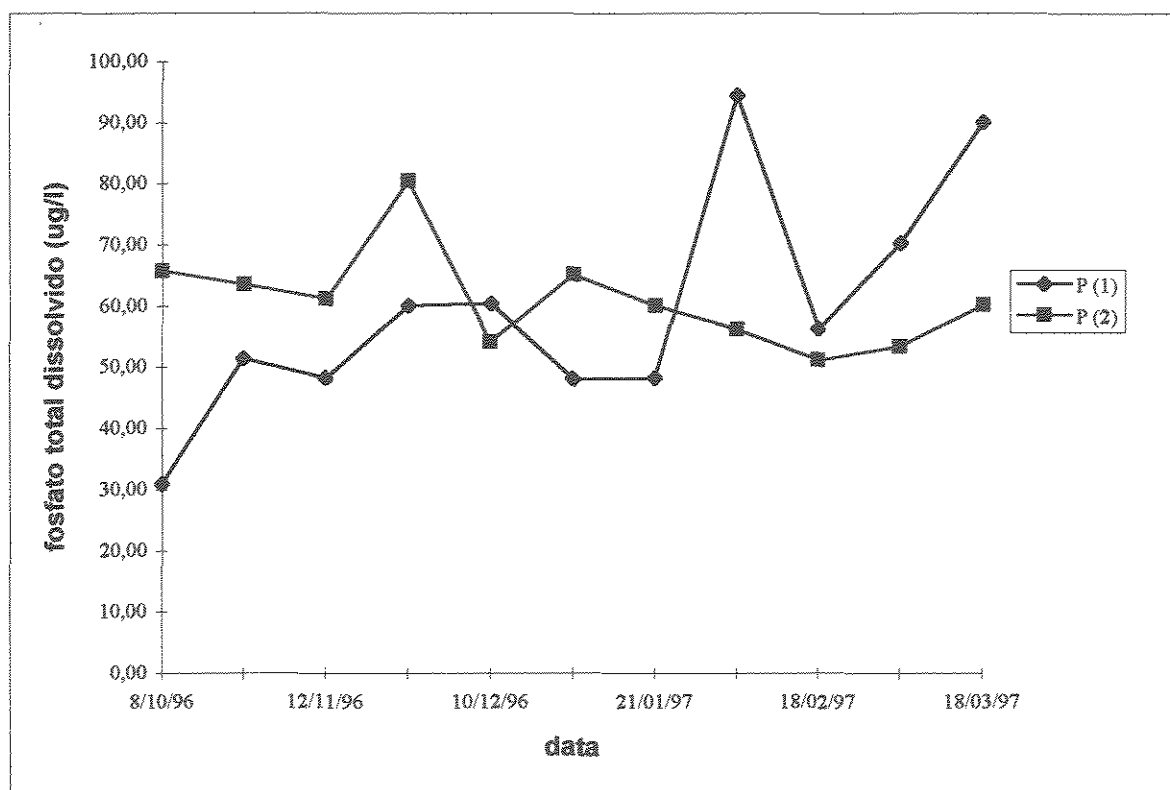


FIGURA 28: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE FOSFATO TOTAL DISSOLVIDO NOS PONTOS P(1) E P(2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

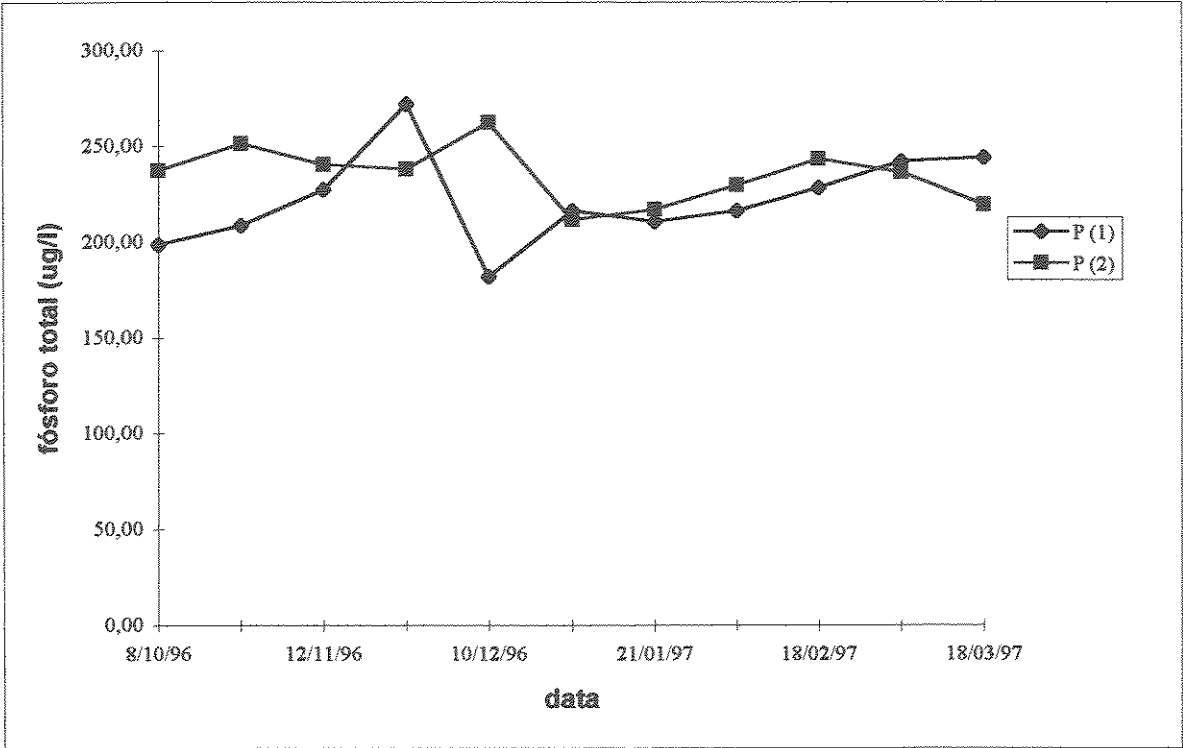


FIGURA 29: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NOS PONTOS P(1) E P(2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

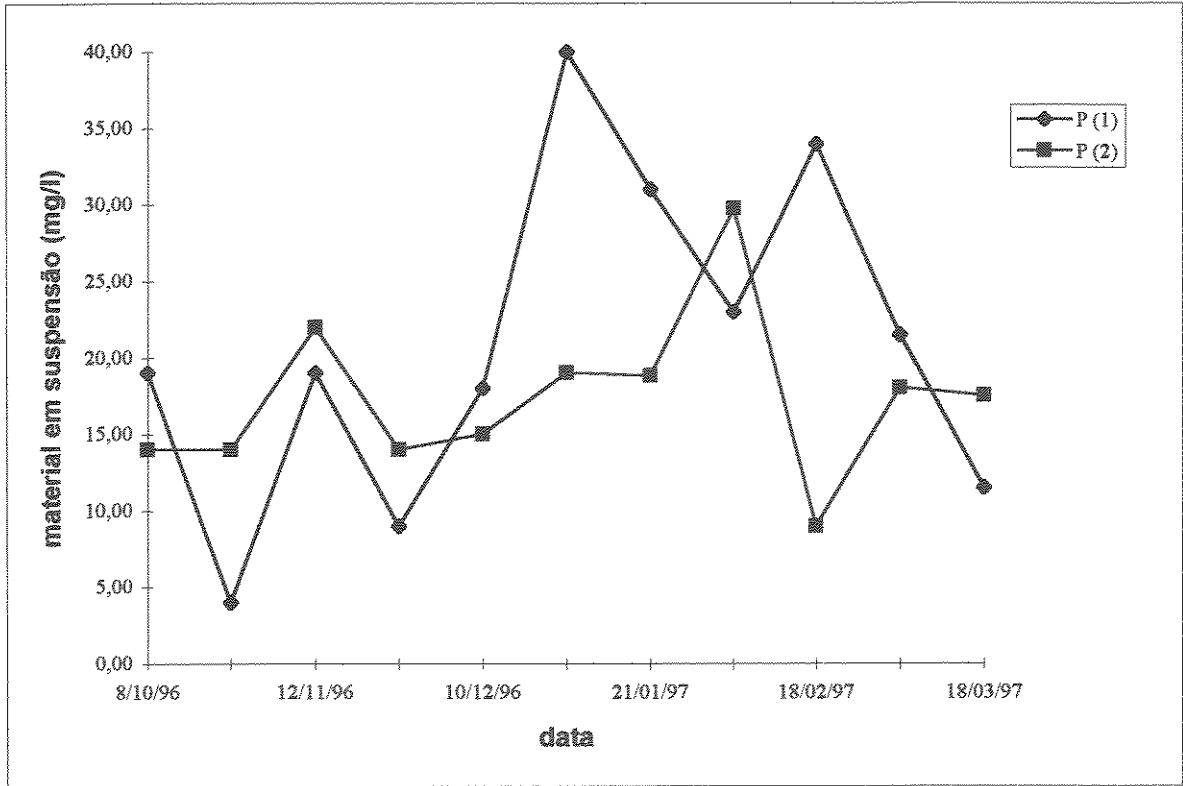


FIGURA 30: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL EM SUSPENSÃO NOS PONTOS P(1) E P(2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

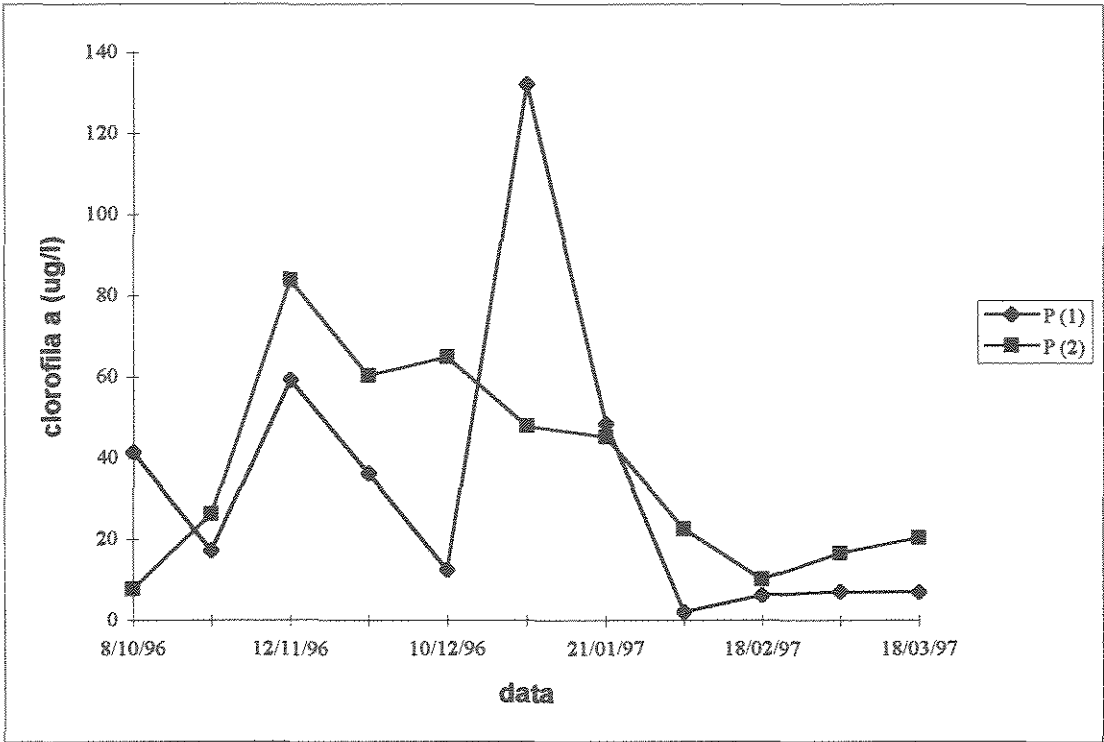


FIGURA 31: VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA *a* NOS PONTOS P(1) E P(2) NO PERÍODO ESTUDADO, NA SUPERFÍCIE.

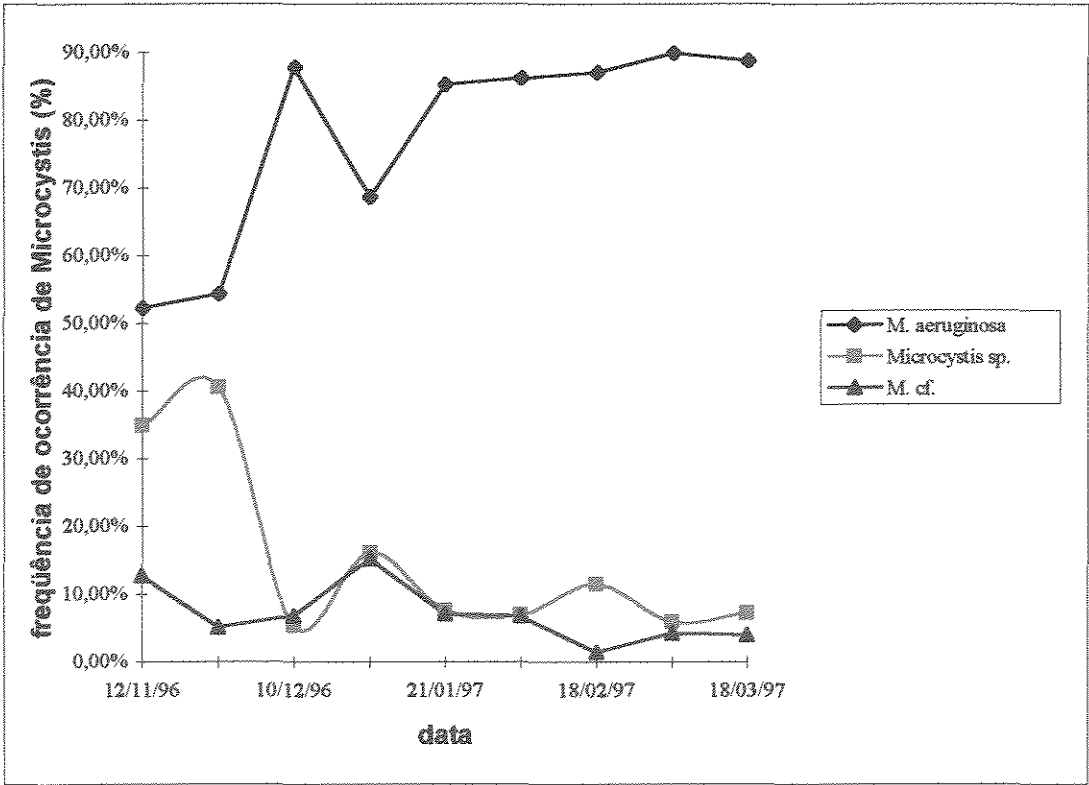


FIGURA 32: FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA DAS POPULAÇÕES DE *Microcystis* NO PONTO P(1), PRAIA AZUL.

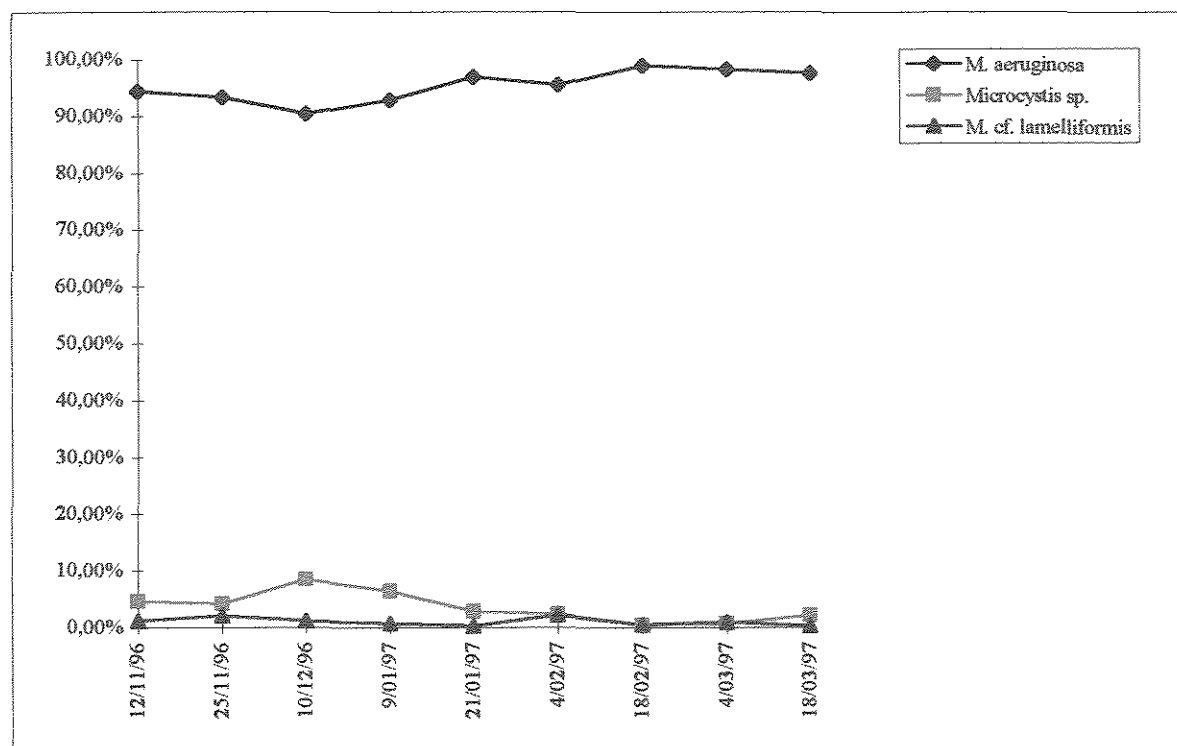


FIGURA 33: FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA DAS POPULAÇÕES DE *Microcystis* NO PONTO P(2), PRAIA DOS NAMORADOS.

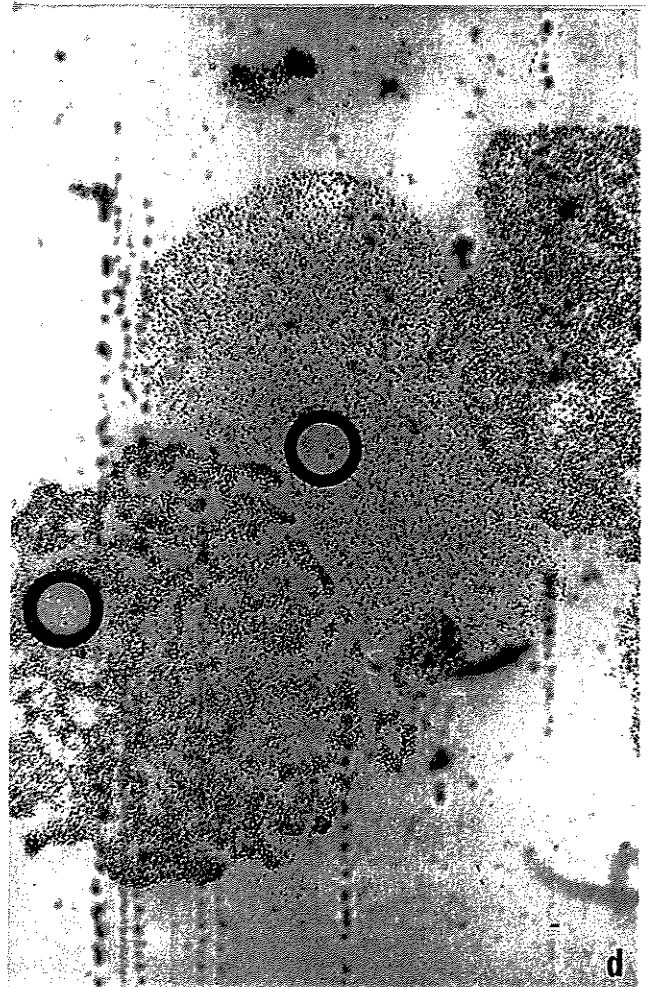
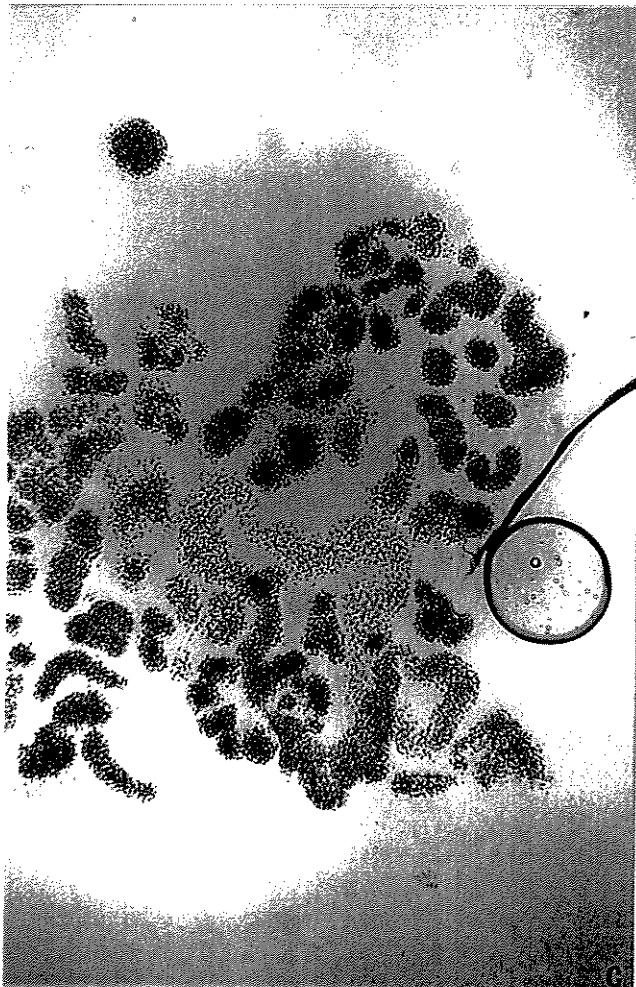
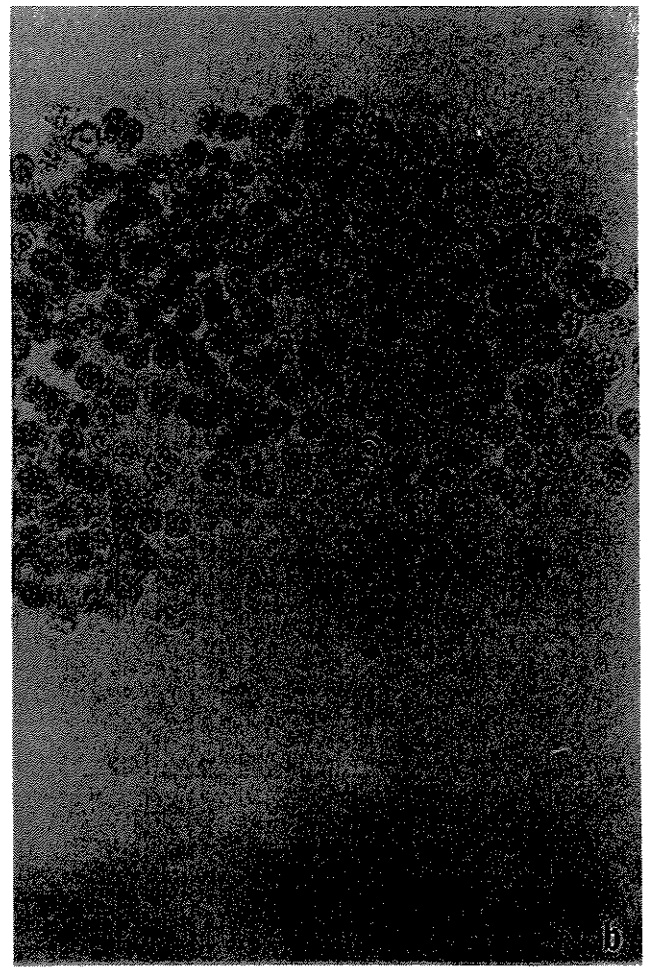
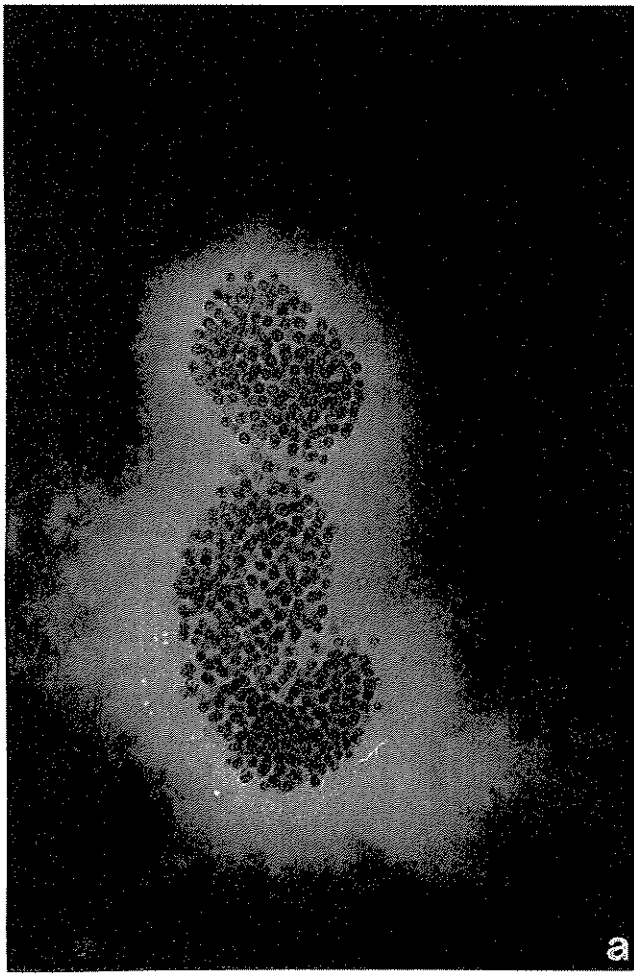


Fig. 34 a-d: *Microcystis aeruginosa*; a: colônia com bainha mucilaginosa ampla e espessa; b: detalhe das células com aerótopos; c: vista geral de colônias fragmentadas; d: vista geral de formas coloniais grandes.

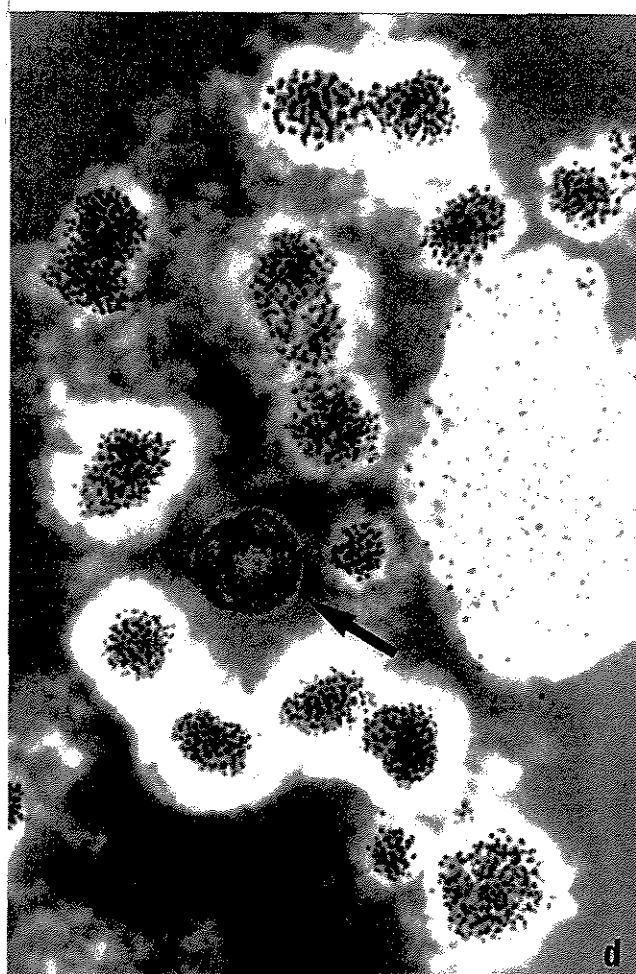
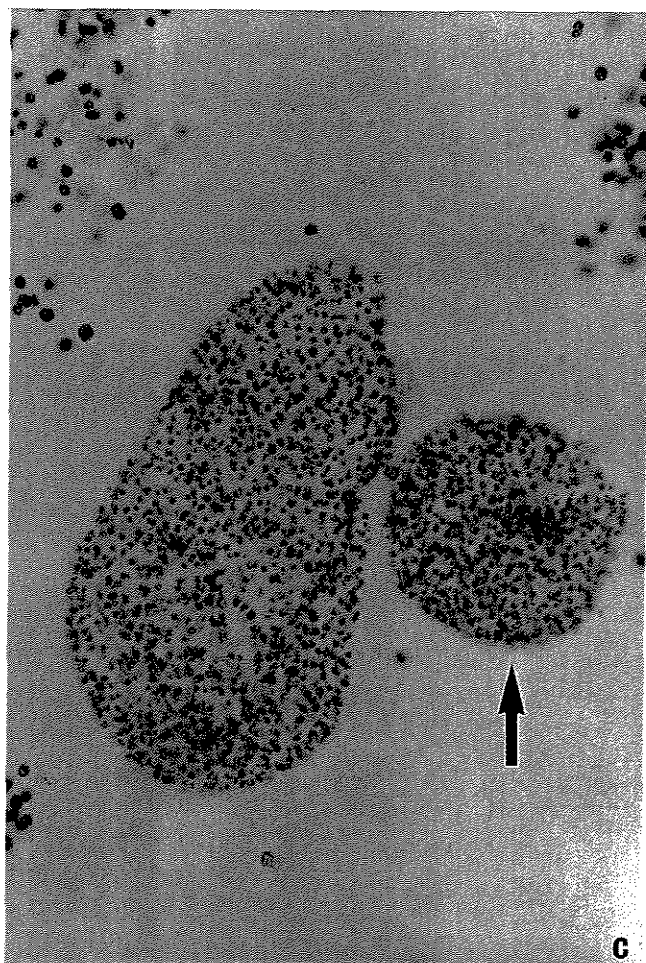
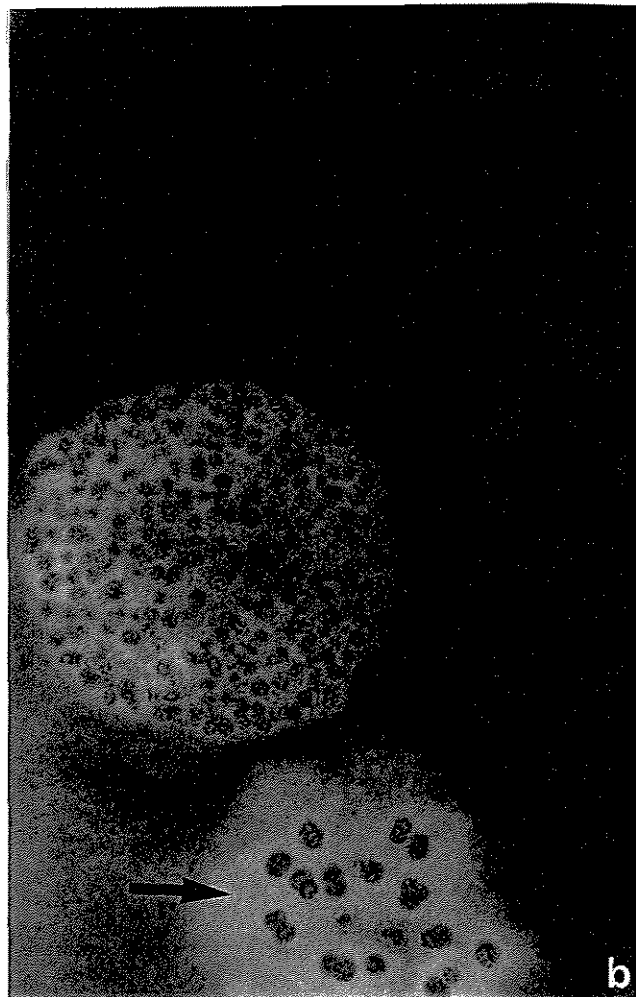
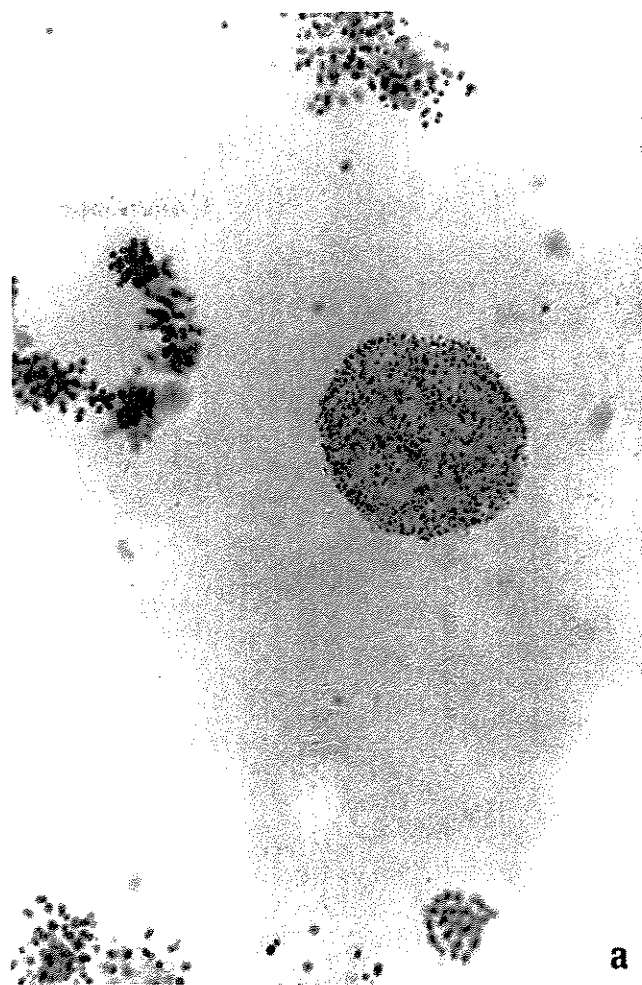


Fig. 35 , a-d: *Microcystis* cf. *lamelliformis*; a: colônia jovem; b: detalhe de colônia, mostrando bainha mucilaginosa estreita; seta indica parte de uma colônia de *M. aeruginosa*; c: fragmentação de colônia; seta indica colônia-filha recém destacada; d: seta indica colônia de *M. lamelliformis* em meio a colônias de *M. aeruginosa*.

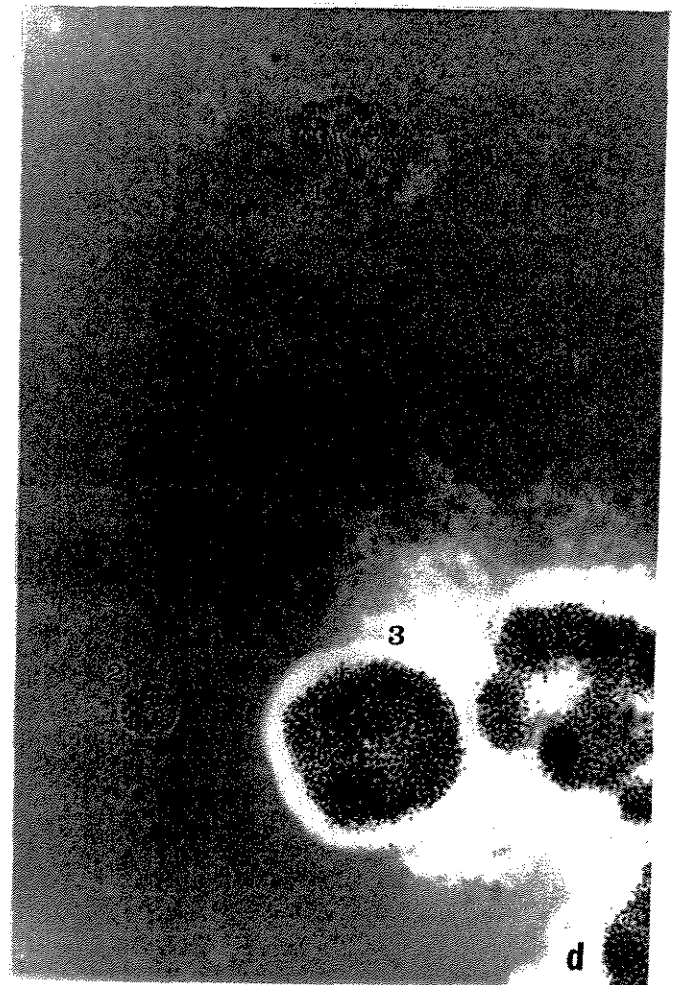
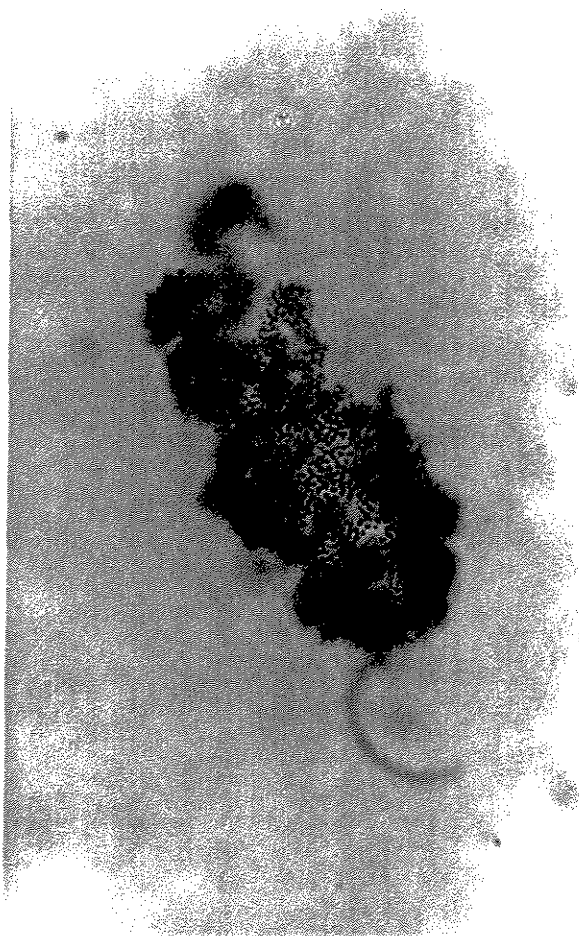
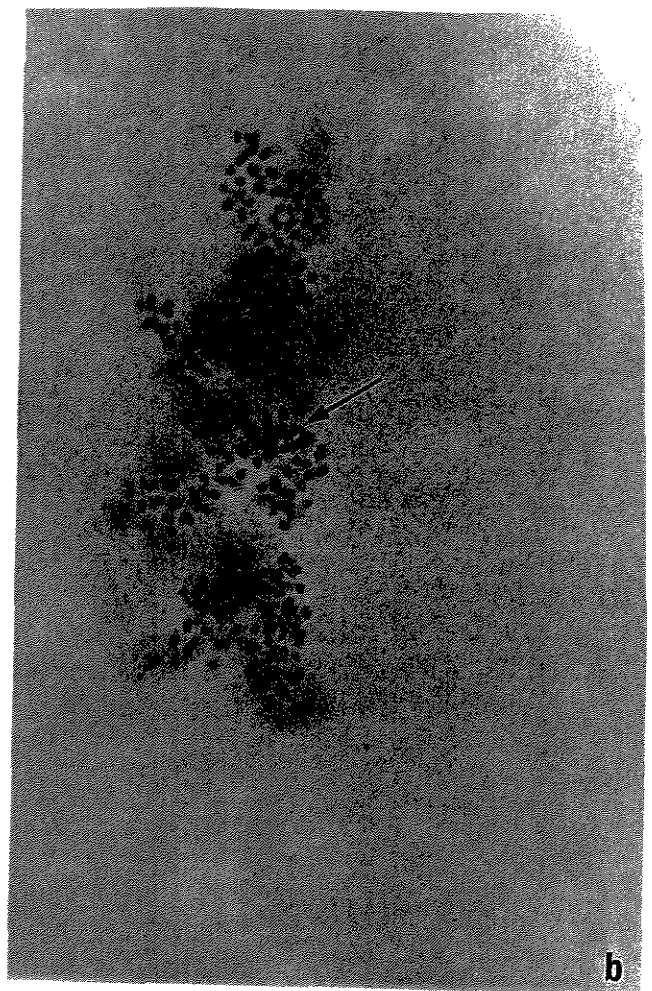
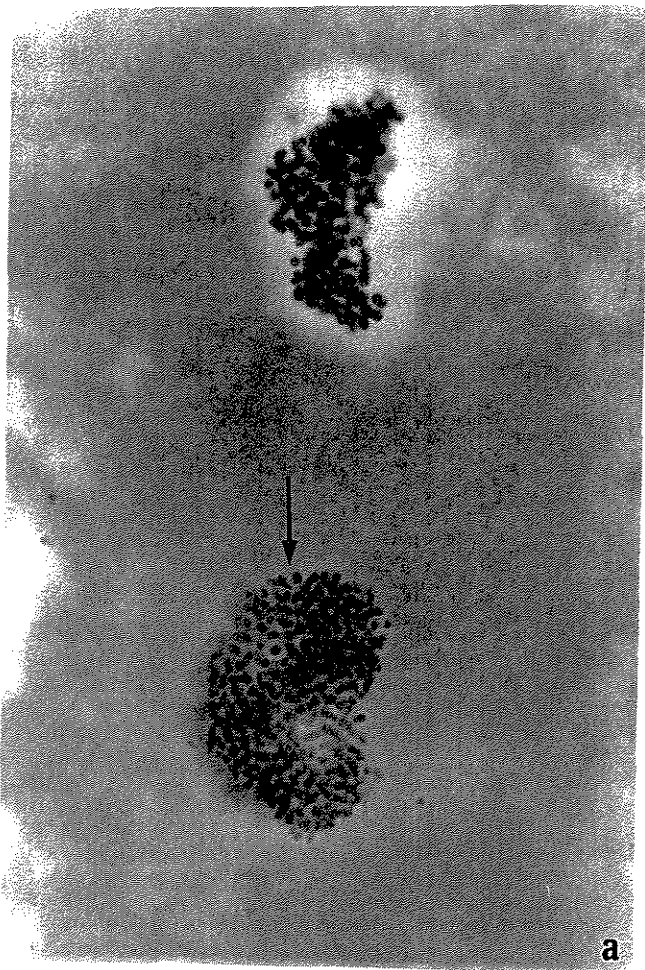


Fig. 36 , a-d: *Microcystis* sp.; a: seta indica colônia com células dispostas em fileiras; acima, colônia de *M. aeruginosa*; b: seta indica células dispostas em fileiras, mucilagem colonial incoespícu; c: detalhe da disposição das células em uma colônia; d: *Microcystis* sp. (1), *M. cf. lamelliformis* (2) e *M. aeruginosa* (3).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th ed. APHA. Washington, D.C. 1268p.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. Modern Approach to the classification system of Cyanophytes 3 - Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol./ Algological Studies, p.50-53, 327-472, 1988.
- AZEVEDO, S.M.F.O., EVANS, W.R., CARMICHAEL, W.W. & NAMIKOSHI, M. First Report of Microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. J. Appl. Phycol., Belgium, v. 6,p. 261-265, 1994.
- BELLINGER, E.G. The Response of Algal Populations to Changes in Lake Water Quality. In: JAMES, A. & EVISON, L. (Eds.) Biological Indicators of Water Quality. Chichester: John Wiley & Sons. 1979. p. 9.1-9.19.
- BERTUGA-CERQUEIRA, M. Caracterização Limnológica e Produtividade Primária em Lagoas de Estabilização em São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil: Dissertação (Mestrado e Ciência da Engenharia Ambiental)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1995. 121 p.

- BOOKER, M.J. & WALSBY, A.E. Bloom formation and Stratification by a Planktonic Blue-Green Alga in an Experimental Water Column. Br. Phycol. J., v. 16, p. 411-421, 1981.
- BOWLING, L. Occurence and possible causes of a severe cyanobacterial bloom in Lake Cergelligo, New South Wales. Aust. J. Mar. Freshwat. Res., Melbourne, v. 45, p. 737-745, 1994.
- BRANCO, C.W.C. A Comunidade Planctônica e a Qualidade da Água no Lago Paranoá, Brasília. Distrito Federal. Brasília: Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília. 1991. 341 p.
- BRANCO, S.M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3.ed. São Paulo: CETESB / ASCETESB, 1986. 640 p.
- BRANCO, S.M. Controle Preventivo e Corretivo de Algas em Águas de Abastecimento. Revista DAE, v. 23, n. 45, p. 61-75, 1962.
- BRANCO, S.M. Algas Tóxicas - Controle das toxinas em Águas de Abastecimento. Revista DAE, v. 20, n. 35, p. 47-57, 1959.
- BROCK, T.D. Lower pH Limit for the Existence of Blue-Green Algae: Implications. Science, Madison, v. 179, p. 480-483, 1972.
- CARMICHAEL, W.W. The Toxins of Cyanobacteria. Scientific American, v. 270, n. 1, p. 64-72, 1994.

- CARMICHAEL, W.W. A Status Report on Planktonic Cyanobacteria (Blue-Gren Algae) and their Toxins. Report to Microbiology Research Division, Ohio (EPA/600/R-92), 1992.
- COHEN, C. Algae in Water Supplies. *In*: BILLINGS, L.C. & STEEL, E.W. (Eds.) Manual for Water Works Operators. 3.ed. Austin: Texas.1951. p. 209-224.
- COLLINGWOOD, R.W. The Effect of Algal Growth on the Quality of Treated Water. *In*: JAMES, A. & EVISON, L. (Eds.)Biological Indicators of Water Quality. Chichester: John Wiley & Sons. 1979. p. 10.1-10.19.
- CRUZ, A.S. O veneno das Águas. Revista Veja.(Ed. Abril), ed. 1447, Ano 29, v. 23, p. 38-41. 05/06/1996.
- DEBERDT, G.L.B. Produção primária e Caracterização da Comunidade Fitoplantônica no Reservatório de Salto Grande (AMericana-SP) em Duas Épocas do Ano, São Carlos.São Paulo: Dissertação(Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1997. 104p.
- DESIKACHARY, T.V. Cyanophyta, *In*: ICAR Monographs on Algae, New Delhi, 1959. 686p.
- ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988. 575p.

- FALCONER, I.R. Effects on Human Health of Some Toxic Cyanobacteria (Blue-Green Algae) in Reservoirs, Lakes and Rivers. Toxicity Assesment, v. 4, p. 175-184, 1989.
- FOGG, G.E. Nitrogen cycling un sea waters. Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. B. 296: p. 511-520, 1982
- GALVÃO, S.M.F.G. Produção Primária e suas revelações com alguns fatores físico-químicos em reservatórios do Estado de São Paulo, São Paulo. São Paulo: Tese (Doutorado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 1981. 149p.
- GEITLER, L. Cyanophyceae. *In*: Rabenhorst's Kryptogamenflora von Deutscland, Österreich und der Schweiz, 14:1-1196, Akad. Verlagsges., Leipzig. 1932.
- GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S., OHNSTAD, M.A.M. Methods for physical chemical analysis of fresh waters, 2.ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978. 213 p. (IBP Handbook, 8).
- HARRIS, G.P. Phytoplankton Ecology - structure, function and fluctuation. Chapman and Hall .London. 1986. 384p.
- HERGENRADER, G.L. Eutrophication of the Salt Valley reservoirs. 1968-73 .
I. The effects of eutrophication on standing crop and composition of phytoplankton. Hydrobiologia v. 71, p. 61-82, 1980.dx
- HYENSTRAND, P., PETTERSON, A. & BLOMQVIST, P. The Importance of Inorganic Nitrogen Species As Regulatory Factors fo Cyanobacterial

Dominance. *In*: Congress of International Association of Theoretical and Applied Limnology, 26, 1995, São Paulo. **Abstracts...** São Paulo: International Association of Theoretical and Applied Limnology, 1995. p. 355.

KLEMER, A.R. Effects of nutritional status on cyanobacterial buoyancy, blooms, and dominance, with special reference to inorganic carbon. Can.J. Bot., v.69. p. 1133-1138. 1991.

KÖHLER, J. Influence of tubulent mixing on growth and primary production of *Microcystis aeruginosa* in the hypertrophic Bautzen Reservoir. Arch. Hydrobiol., Stuttgart, v. 123, n. 4, p. 413-429, 1992.

KOMÁREK, J. A Review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to0 populations from Japan. Algol. Stud., Stuttgart, v. 64, p. 115-127, 1991.

KROMKAMP, J.C.; HEUVEL, A.V.D. & MUR, L.R. Phosphorus uptake and photosynthesis by phosphate-limited cultures of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Br. Phycol. J., Plymouth, v.24, p. 347-355, 1989.

LIND, O.T. Handbook of Commom Methods in Linmology. Saint Louis: The C.V. Mosby Co, 1974. 154 p.

MACKERETH, F.J.H., HERON, J. & TALLING, J.F. Water Analysis some Revised Methods for Limnologists. Freshwater Biological Association Scientific Publication n. 36. Kendall: Titus Wilson & Son Ltda. 1978. 117 p.

- MAROUELLI, M.H., EMERIC, R.H.S., CAVALCANTI, C.G.B., RUTKOWSKI, E., SALES, M.E.C., SEGUNDO, S.M.A., FORATTINI, G.D., PERA, R.H., & CASTRO, I. Bases para um Manejo Racional de Reservatórios. *In*: TUNDISI, J.G. (Eds.) Limnologia e Manejo de Represas. Série: Monografias em Limnologia. EESC-USP / CHREA / ACIESP: TUNDISI, J.G., 1988. v. I (tomo II), p. 225-287.
- MOED, J.R. & HALLEGRAEFF, G.M. Some problems in the estimation of chlorophyll-a and phaeopigments from pre- and postacidification spectrophotometric measurements. Int. Revue ges. Hydrobiol., v. 64, n. 6, p. 787-800. 1978.
- NOGUEIRA, N.M.C. Dinâmica Populacional de *Microcystis aeruginosa* Kützing (Cyanophyceae/Cyanobacteria) ao Longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo. São Paulo: Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista. 1997. 109p.
- NUSH, E.A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergbn. Limnol., v.14, p.14-36. 1980.
- NUSH, E.A. & PALME, G. Biologische methoden für die praxis der gewässeruntersuchung. Gwf-Wasser/Abwasser, v. 116, p. 562-565, 1975.
- ODEBRECHT, C., SEELIGER, U., COUTINHO, R. & TORGAN, L.C. Floração de *Microcystis* (cianobactérias) na Lagoa dos Patos, RS. *In*: Simpósio Sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Síntese dos Conhecimentos, 1987, Cananéia. **Anais...** Cananéia: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1987. p. 280-287.

- OHKUBO, N., YAGI, O. & OKADA, M. Studies on the Succession of Blue-Green Algae, *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* and *Phormidium* in Lake Kasumigaura, Environ. Tech., v. 14, p. 433-442, 1993.
- OKINO, T. Studies on the Blooming of *Microcystis aeruginosa* . Sc. Coun. Japan, Tokyo, v. 20, n. 6, p. 381-402, 1975.
- OKINO, T. Studies on the Blooming of *Microcystis aeruginosa*. II. Rapid accumulation of phosphate by *Microcystis aeruginosa*. J.Fac. Sci., Matsumoto, v. 8, n. 2, p. 135-145, 1973.
- PAERL, H.W. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In: SANDGREN, C.D. (Ed.) Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge:Cambridge Univ. Press., p. 261-305, 1988.
- PAERL, H.W. & USTACH, J.F. Blue-Green algal scums: an explanation for their occurrence during freshwater blooms. Limnol. Oceanogr., v. 27, n. 2, p. 212-217, 1982.
- PALMER, C.M. Algae in Water Supplies. Washington, D.C.: Public Health Service Publication, n. 657, 1962. 88p.
- PARRA, O.O., UGARTE, E., MORA, S., LIBERMAN, M., ARON, A. & BALABANOFF, L. Remarks on a Bloom of *Microcystis aeruginosa* Kützing. Nova Hedwigia, Weinheim, p. 971-1004, 1980.
- REYNOLDS, C.S. Temporal scales of variability in pelagic environments and the response of phytoplankton. Freshwater Biology, v. 23, p. 111-142, 1990.

- REYNOLDS, C.S. Functional morphology and adaptative strategies of freshwater phytoplankton. *In*: SANGREN, C.D. (Ed.) Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge: Cambridge Univ. Press., p. 388-433, 1988.
- REYNOLDS, C.S. & WALSBY, A.E. Water-blooms. Biol. Rev., v. 50, p. 437-481, 1975.
- ROBARTS, R.D. & ZOHARY, T. *Microcystis aeruginosa* and Underwater Light Attenuation in a Hypertrophic Lake (hartbeespoort Dam, South Africa). J. Ecol., v. 72, p. 1001-1017, 1984.
- ROCHA, A.A. Algae as Biological indicators of Water Pollution. *In*: CORDEIRO-MARINO, M., AZEVEDO, M.T.P., SANT'ANNA, C.L., YAMAGUISHI-TOMITA, N. & PLASTINO, E.M. (Eds.) Algae and Environment: A General Approach. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 1992. p. 34-53.
- SAWYER, C.N., McCARTY, P.L. & PARKIN, G.F. Chemistry for Environmental engineering. 4.ed. McGraw-Hill, Inc., 1994.
- SENNA, P.A.C., PERES, A.C. & KOMÁREK, J. *Coelomoron tropicalis*, a new cyanoprocaryotic species from the tropical zone of São Paulo State, Brazil. Nova Hedwigia. 1997. (in press).
- SHAPIRO, J. Current beliefs regarding dominance by blu-greens: The case for the importance of CO₂ and pH. Verh.Internat. Verein. Limnol., Stuttgart, v. 24, p. 38-54, 1990.

- SHAPIRO, J. Blue-green dominance in lakes: the role and management of pH and CO₂. Int. revue ges. Hydrobiol. Hydrogr., Leipzig, v. 69, n. 6, p. 765-780, 1984.
- SHAPIRO, J. Blue-Green Algae: Why They Become Dominant? Science, New York, v. 179, p. 382-384, 1973.
- SIHOTANG, C. & OKINO, T. The Role of Mixing in the Mechanisms of Water Bloom by *Microcystis* spp. J. Fac. Sci., Matsumoto, v. 20, n. 1, p. 89-100, 1985.
- TORGAN, L.C. Floração de Algas: Composição, Causas e Consequências. Ínsula, Florianópolis, n. 19, p. 15-34, 1989.
- TUNDISI, J.G. Typology of reservoirs in Southern Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol., Stuttgart, n. 21, p.1031-1039, 1981.
- TUNDISI, J.G. Impactos Ecológicos da Construção de Represas: Aspectos Específicos e Problemas de Manejo. In: TUNDISI, J.G. (Eds.) Limnologia e Manejo de Represas. Série: Monografias em Limnologia. EESC-USP / CRHEA / ACIESP: TUNDISI, J.G., 1988. v.I (Tomo I), p. 01-75.
- TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDIDI, T. Eutrofication of Lakes and Reservoirs: A Comparative Analysis, Case Studies, Perspectives. In: Algae and Environment: A General Approach. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 1992. p. 01-33.
- TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T., HENRY, R., ROCHA, O. & HINO, K. Comparação do Estado Trófico de 23 Reservatórios do Estado de

São Paulo: Eutrofização e Manejo. In: TUNDISI, J.G. (Eds.) Limnologia e Manejo de Represas. Séries: Monografias em limnologia. EESC-USP / CRHEA / ACIESP: TUNDISI, J.G., 1988. v. I (Tomo I), p. 165-204.

WATANABE, M. F. & OISHI, S. Effects of Environmental Factors on Toxicity of a Cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under Culture Conditions. Appl. Environ. Microbiol., v.49, n. 5, p. 1342-1344, 1985.

WATANABE, M. F. & OISHI, S. Toxicities of *Microcystis aeruginosa* Collected from Some Lakes, Reservoirs, Ponds and Moat in Tokyo and Adjacent Regions, Jap. J. Limnol., v. 41, n. 1, p. 5-9, 1980.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 1986. Amônia. Environmental Health Criteria 54, International Programme on Chemical Safety. Geneve. 210p.

YUNES, J.S., SALOMON, P.S., MATTHIENSEN, A., BEATTIE, K.A., RAGGETT, S.L. & CODD, G.A.. Toxic Blooms of Cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. Journal of Aquatic Ecosystem Health, Netherlands, v. 5, p. 223-229, 1996.

ZOHARY, T. Cyanobacterial Hyperscums of Hypertrophic Water Bodies. In COHEN, Y. & ROSENBERG, E. (Eds.) Microbial Mats: Physiological Ecology of Benthic Microbial Communities. Washington: American Society for Microbiology. 1989. p. 52-63.

ZOHARY, T. & ROBARTS, R.D. Diurnal mixed layers and the long-term dominance of *Microcystis aeruginosa*. Plankton Res., Oxford, v. 11, n. 1, p. 25-48, 1988.

ABSTRACT

The presence of *Microcystis aeruginosa* has become of great interest in ecological/sanitary due to the fact that this species is capable of blooming and presents toxic lineage. The formation of blooms is generally considered as a sign of eutrophia of the body of water. This can be observed in the Salto Grande Reservoir since it receives an intense contribution of sewage emissions from neighboring towns.

The study conducted in this reservoir had as the objective: limnologic characterization of two points in the rainy season and the analysis of the frequency of the occurrence of the various populations of *Microcystis*.

For this purpose, biweekly sampling was done at two points of the reservoir on the water surface, between October 1996 and March 1997. The climatic variables obtained were: precipitation, air temperature and direction of winds. The physical and chemical variables analyzed were: water temperature, transparency, conductivity, pH, dissolved oxygen, suspended solids and nutrients. The biological variables studied were: chlorophyll-*a* and the frequency of the occurrence of the various populations of *Microcystis*.

According to the results obtained, in the period studied, the predominance of the formation of the *Microcystis* blooms in the proximity of the Azul and Namorados beaches was noted, this must be related to the directions of the winds during this period. It was confirmed that the reduction of transparency and the increase in the concentration of suspended solids is related to the rainy season and its inversion, to the dry season.

The reservoir was stratified during the greater part of the study, which significantly influenced in the variation of dissolved oxygen, causing the predominance of high temperatures on the surface.

The concentration of nutrients were lesser in the rainy season, probably due to the dilution of the organic material. The concentrations of ammonium and nitrate, if compared with that nitrite, were higher especially due to the emission of sewage in the Salto Grande Reservoir and from the decomposition of organic material in the deeper layers. The low

concentration of nitrite confirms that these emissions have been going on for some time. Point 1, which is closer to where the Rio Atibaia flows in, presented higher concentrations

The Salto Grande Reservoir, regarding conductivity values, chlorophyll-*a* and the concentration of phosphorus is considered as varying from eutrophic to hypereutrophic at both points studied, which jeopardizes the quality of water for consumption.

The strong presence of *M. aeruginosa* during the studied period confirmed that the Salto Grande Reservoir is eutrophised, since this species is an indicator for eutrophised and hypereutrophised environments. As for the sanitary aspect, it is necessary to note the importance of the high incidence of *M. aeruginosa* in the reservoir, since this species can produce toxins, and also the fact that the Salto Grande Reservoir is located upstream from the Rio Piracicaba which is used as the water supply for the cities of Americana and Piracicaba, among others.